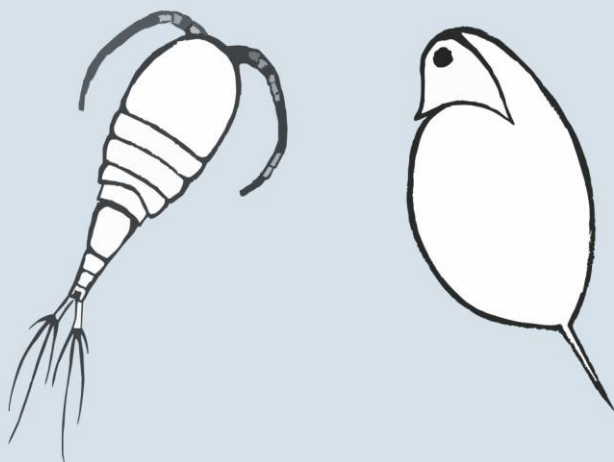


Karina Battes

**Ecologia microcrustaceelor planctonice
(Crustacea: Cladocera, Copepoda)
din bazine acvatice naturale (Lacul Știucii)
și artificiale (Iazul Țaga Mare)**



Presa Universitară Clujeană

Karina Battes

**Ecologia microcrustaceelor planctonice
(Crustacea: Cladocera, Copepoda) din bazine acvatice naturale
(Lacul Știucii) și artificiale (Iazul Țaga Mare)**

*Studiul structurii, dinamicii și biomasei
comunității de crustacee zooplanctonice
cu accent pe speciile comune*

Lucrarea reprezintă varianta publicată a tezei de doctorat cu titlul: „*Studiul structurii, dinamicii și biomasei comunității de crustacee zooplanctonice, cu accent pe speciile comune din Lacul Știucii, Rezervație Naturală, județul Cluj*” susținută de autoare în anul 2010, la Facultatea de Biologie și Geologie, Universitatea “Babeș-Bolyai” Cluj-Napoca, coordonator științific: prof. univ. dr. Péterfi Leontin Ștefan, membru corespondent al Academiei Române.

Referenți științifici:

Prof. univ. dr. Rákosy László

Conf. univ. dr. Momeu Laura

ISBN 978-606-37-0322-5

© 2018 Autoarea volumului. Toate drepturile rezervate. Reproducerea integrală sau parțială a textului, prin orice mijloace, fără acordul autoarei, este interzisă și se pedepsește conform legii.

Universitatea Babeș-Bolyai
Presa Universitară Clujeană
Director: Codruța Săcelean
Str. Hașdeu nr. 51
400371 Cluj-Napoca, România
Tel./fax: (+40)-264-597.401
E-mail: editura@editura.ubbcluj.ro
<http://www.editura.ubbcluj.ro/>

Karina Battes

**Ecologia microcrustaceelor planctonice
(Crustacea: Cladocera, Copepoda)
din bazine acvatice naturale (Lacul Știucii)
și artificiale (Iazul Țaga Mare)**

*Studiul structurii, dinamicii și biomasei
comunității de crustacee zooplanctonice
cu accent pe speciile comune*

Presa Universitară Clujeană

2018

~ CUPRINS ~

Introducere.....	7
1. Caracterizarea zonei investigate.....	9
2. Locul și rolul microcrustaceelor planctonice în ecosistemele de tip lentic.....	22
2.1. Scurt istoric al cercetărilor specifice temei de studiu.....	22
2.2. Importanța zooplanctonului în ecosistemele lentic.....	27
2.3. Principalele grupe de organisme zooplanctonice.....	29
2.4. Dinamica sezonieră și ciclul de viață la organismele zooplanctonice.....	34
2.5. Factorii abiotici și biotici cu influență asupra zooplanctonului.....	45
2.6. Microrustaceele planctonice în evaluarea stării ecologice a ecosistemelor lentic.....	66
3. Material și metode.....	75
4. Parametri fizico-chimici măsurați în bazinele acvatice studiate.....	87
5. Compoziția calitativă a comunităților de microcrustacee planctonice	107
6. Dinamica densității și biomasei microcrustaceelor planctonice	133
7. Estimarea preferințelor pentru microcrustaceele planctonice la populațiile de pești din Lacul Știucii.....	168
8. Microcrustaceele planctonice ca indicatori ai saprobității și troficității bazinelor acvatice studiate.....	179
9. Concluzii.....	183
10. Bibliografie.....	187

INTRODUCERE

Într-un ecosistem lentic, ce apare ca un adevărat microcosmos, ca o lume în miniatură formată din compartimente bine evidențiate legate unele de altele printr-o rețea complicată, orice factor perturbator cu acțiune asupra unei singure specii va afecta, mai devreme sau mai târziu, întregul ansamblu. Zooplanctonul, prin structura și funcțiile sale, este indispensabil desfășurării normale și eficiente a circuitului materiei și energiei într-un bazin acvatic de tip lentic. Cuprinzând grupuri taxonomice diverse, cu cerințe și valențe diferite, zooplanctonul reprezintă într-adevăr veriga de legătură între toate celelalte compartimente ale ecosistemelor lentice, asigurându-le supraviețuirea și autosusținerea.

Acesta este motivul pentru care una din componentele zooplanctonului, aceea a microcrustaceelor, a fost aleasă pentru studiu în teza mea de doctorat, ce este concretizată în lucrarea de față.

Lacul Știucii a fost declarat Rezervație Naturală încă din anul 1966, statutul său fiind reconfirmat în 1974 iar suprafața inițială propusă pentru conservare fiind ulterior extinsă în 1994 și 2004. Lacul Știucii este din 2001 inclus în rețeaua EMERALD și mai mult, este una dintre Ariile de Importanță Avifaunistică (A.I.A.). Din 2011 Lacul Știucii este inclus în următoarele situri Natura 2000: ROSPA0104 Valea Fizeșului-Sic-Lacul Știucilor și ROSCI0099 Lacul Știucilor-Sic-Puini-Valea Legiilor, a căror custodi sunt **Asociația Educațional Ecologică ECOTRANSILVANIA** și **Asociația ECOCHOICE**. Aceste organizații mai au în custodie rezervațiile naturale Lacul Știucilor, Stufărișurile de la Sic, Pădurea Ciucașului și Valea Legiilor.

Motivele care au stat la baza declarării ariei protejate au fost reprezentate de cele trei „recorduri” remarcabile pentru regiunea în care se află: în primul rînd, după unii autori, este cel mai adînc lac dulce natural din interiorul țării; în al doilea rînd reprezintă unul din puținele lacuri naturale din Transilvania asupra căruia influențele umane nu și-au pus amprenta în mod semnificativ; și în fine, este singurul lac interior din Cîmpia Transilvaniei pe care se dezvoltă plauri (formațiuni de stuf plutitor), la fel ca în Delta Dunării. Pe de altă parte, iazul piscicol Țaga Mare face parte din salba de bazine artificiale create pentru creșterea intensivă a peștelui.

Obținerea unui grant TD finanțat de CNCSIS (nr. 155/2003-2005) mi-a oferit posibilitatea de a include studiul comunității de microcrustacee planctonice din Lacul Știucii, ce a reprezentat subiectul punctual al tezei mele de doctorat, într-un cadru mai amplu, ce a presupus compararea structurii și funcționării comunității specifice acestui lac natural cu cea din iazul piscicol Țaga Mare, care face parte din salba de amenajări de pe cursul principal al râului Fizeș.

Pe parcursul realizării lucrării de doctorat, de la faza de idee pînă la cea terminală concretizată în paginile ce urmează, am resimțit un sprijin nemijlocit din partea celor cărora se cuvine să le adresez mulțumirile mele sincere: domnului prof. dr. Claudiu Tudorancea, doamnei conf. dr. Laura Momeu, domnului prof. univ. dr. Leontin Ștefan Péterfi, dragilor mei prieteni și colegi de suferință: Mirela Cîmpean, Claudia Pavelescu, Levi Nagy, Daniel Țura, Anca Avram-Timar, Mugur Bogătean, Ionuț Stoica, Leo Modan, Istvan Zsok, Radu Sălcudean, Ioana Meleg, Alin David. Nu în ultimul rînd mulțumirile mele merg către părinți, pentru suportul lor constant și asiduu, fără de care, cu siguranță, această lucrare nu ar fi ajuns să fie terminată. De fapt lor le este dedicată, cu totul, munca mea.

1. CARACTERIZAREA ZONEI INVESTIGATE

Cîmpia Fizeșului

Localizarea geografică: Bazinului Fizeșului (afluent al Someșului Mic) se suprapune Cîmpiei Fizeșului, cea mai extinsă subdiviziune a Cîmpiei Transilvaniei, avînd o denumire oarecum improprie pentru acest ținut deluros (Floca și colab., 1998). Acest bazin hidrografic include atît cursul principal al râului cît și afluenții acestuia, alături de numeroase bazine lacustre naturale și artificiale (fig. 1).

Relieful și solurile: Relieful de pe teritoriul Cîmpiei Fizeșului se prezintă sub forma unei asociații de dealuri, culmi joase și prelungi, în alternanță cu văi largi. Alunecările de teren sunt principalele forme de relief la microscară, ele apărînd sub diferite forme. Factorii pedogenetici specifici Cîmpiei Fizeșului au condus la formarea unui înveliș de soluri heterogen, în ansamblu putîndu-se vorbi despre molisoluri, argiluvisoluri și cambisoluri, precum și despre o serie de soluri intrazonale din care fac parte solurile hidromorfe, halomorfe și cele neevoluate (Mac și colab., 1987). În luncile pîrîurilor sunt răspîndite solurile aluviale și hidromorfe, rezultat al unui surplus de apă, care provine fie din precipitații, fie din pînza freatică. Dintre solurile hidromorfe, cele mai răspîndite sunt lăcoviștile – acestea apar în luncile principalelor râuri și solurile negre de fineață, cu apariții pe versanții cu pantă mică sau suprafețe plane, în spatele valurilor de alunecare, al căror substrat este predominant din argile, fapt ce favorizează o stagnare mai îndelungată a apei provenită din precipitații (Mac și colab., 1987). Prezența sării a determinat apariția, în unele sectoare, a solurilor specifice: cum ar fi solonceacurile – Sic, Lacul Știucii și Valea Sărată,

prezente însă pe suprafețe restrânse. Pe fronturile de cuestă predomină solurile erodate (regosoluri și erodisoluri) (Mac și colab., 1987).

Clima din bazinul Fizeșului: În ansamblul ei, Cîmpia Transilvaniei are trăsăturile unui climat temperat de tranziție, avînd în același timp și caracterul unui climat de deal, influențat de doi factori majori: poziția altimetrică și așezarea în estul (în „umbră”) Munților Apuseni (Schreiber și colab. (red.), 2003). Vînturile: bat predominant din sectorul vestic (nord-vestic și sud-vestic) cu viteze medii de 2 – 4 m/s. Temperatura medie anuală se menține între 7 și 8°C în partea nordică mai înaltă a arealului, în timp ce în partea de sud, mai joasă, ea ajunge la 8,5, chiar 9°C. Sub influența bazinelor acvatic, temperaturile din sezonul cald se diminuează, atît din cauza inerției termice a maselor de apă cît și din cauza frecvenței mai mari a ceței. Temperaturile medii ale lunii celei mai reci (ianuarie) sunt cuprinse între -3 și -4°C, iar temperatura aerului din luna iulie, cea mai caldă, înregistrează valori medii de 16-18°C, rezultînd astfel o amplitudine medie de 20-21°C care subliniază caracterul de tranziție a climatului, ce încă nu a ajuns la un grad avansat de continentalism.

Cantitatea medie anuală a precipitațiilor din Cîmpia Fizeșului se menține, în general, între 500 și 650 mm, în nordul regiunii fiind mai mare, de peste 550 mm, în timp ce în sud ea scade la sub 550 și chiar 500 mm. Se remarcă în ultimele decenii și în special după 1985 o tendință de scădere a cantităților medii a precipitațiilor, o aridizare a climei cu efecte asupra nivelurilor bazinelor acvatic, a vegetației etc. (Schreiber și colab. (red.), 2003). Conform datelor preluate de la postul meteo Fizeșu Gherlii pentru perioada mai 2003 - iulie 2005, post situat la aproximativ 9 km de Lacul Știucii și la aproximativ 13 km de Iazul Țaga Mare, volumul precipitațiilor anuale variază în jurul valorii de 700 mm (de exemplu pe anul 2004 a fost de 768,4 mm) (fig. 2). Cantități importante de precipitații au căzut în luna iulie în cei trei ani analizați (2003,

2004 și 2005), depășind 100 mm (date obținute de la Administrația Națională Apele Române, Direcția Apelor Someș-Tisa, DAST, Cluj-Napoca) (fig. 2).

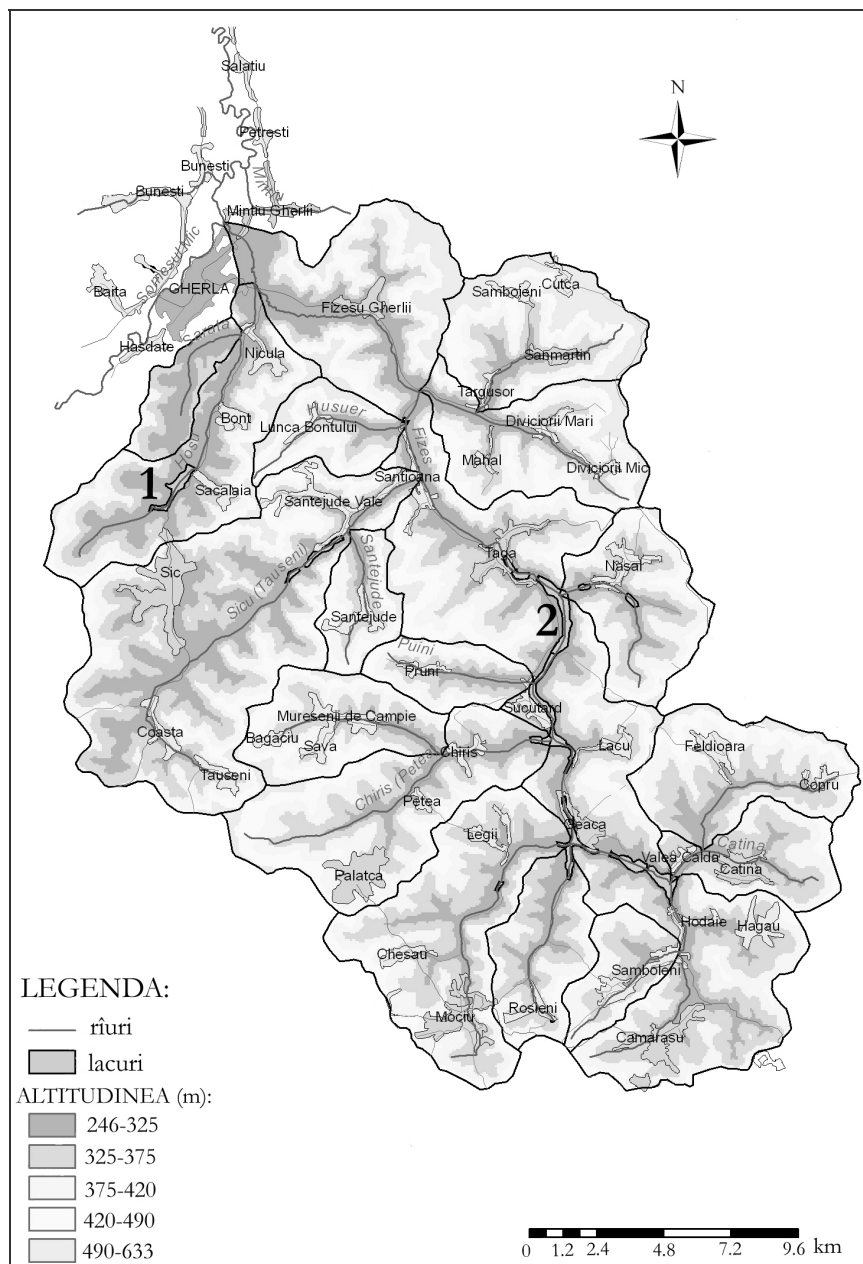


Fig. 1 Localizarea Lacului Știucii (1) și a iazului piscicol Țaga Mare (2) în bazinul de drenaj al Fizeșului, afluent al Someșului Mic (după Faur A., nepublicat)

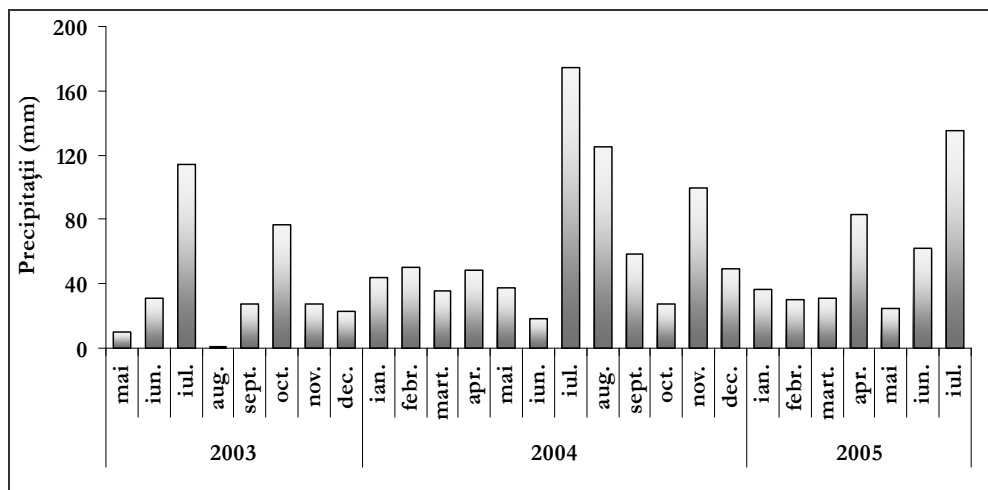


Fig. 2 Variația precipitațiilor în zona și perioada de studiu (date preluate de la postul meteo Fizeșu Gherlii, DAST Cluj-Napoca)

Rețeaua hidrografică a Cîmpiei Fizeșului include cursuri de apă în general scurte și lipsite de terase și este reprezentată de râul Fizeș și afluenții acestuia (Valea Căținei, Valea Mociului, Valea Sicului, Valea Bonțului etc.) (Sorocovschi, 2005) (fig. 1). Râul Fizeș izvorăște la 3 km est de comuna Cămărașu și, urmînd o direcție generală N-NV, se varsă în Someșul Mic la 3 km aval de Gherla. Bazinul acestui râu are o suprafață de 564 km² și o lungime de 43 km (Schreiber și colab. (red.), 2003). Din punct de vedere al regimului hidric, zona se înscrie tipului pericarpatic-transilvan, caracterizat prin ape mari de primăvară și viituri la sfîrșitul primăverii (Sorocovschi, 2005). Scurgerea maximă de la începutul verii se datorează precipitațiilor frontale bogate, în urma acestora fiind posibile chiar inundații. Faptul că debitele maxime se înregistrează în timpul lunii mai, iar cele minime în decursul lunilor august-octombrie este un argument adus în sprijinul afirmației că alimentarea este pluvio-nivală (Sorocovschi, 2005). Pîrîurile afluate Fizeșului au de obicei debite reduse. Conținutul destul de ridicat în sulfati și cloruri al depozitelor sedimentare miocene, ce alcătuiesc substratul bazinului, determină creșterea mineralizării și durității apei din iazuri.

În perioada apelor mici de vară-toamnă, acestea imprimă caracterul sulfatat, chiar clorurat al apei (Sorocovschi, 2005).

În bazinul hidrografic al râului Fizeș se păstrează cele mai multe dintre lacurile actuale ale Cîmpiei Transilvaniei, amplasate fie pe cursul propriu-zis al râului, fie pe afluenții acestuia. Individualizarea depresiunilor lacustre s-a realizat în urma factorilor naturali și a celor antropici. Explicarea genezei lor include mai multe aspecte: profilul longitudinal echilibrat al râurilor, îngustarea văilor datorită traversării formațiunilor petrografice mai dure, alunecări de teren și acumulări pluviale, prezența depozitelor impermeabile de pe fundul văilor care împiedică infiltrarea apei, evoluția rețelei hidrografice, influența structurilor și mișcărilor neotectonice și în fine activitatea antropică (Sorocovschi, 2005). Lacurile de origine naturală existente pe teritoriul Cîmpiei Fizeșului sunt reduse ca număr, majoritatea lacurilor fiind un rezultat al activității antropice foarte vechi desfășurate în această regiune, fără a fi însă exclusă și o anumită contribuție a factorului natural, în sensul posibilității de apariție a unor bazine lacustre incipiente prin bararea albiei râurilor cu material adus de pe versanți (Pop, 2001). Unele investigații arheologice efectuate în digurile iazurilor de pe valea Fizeșului au scos la iveală urme încă din perioada daco-romană (Săndulache, 1970), pentru Evul Mediu fiind menționate în jur de 250 de iazuri pe diferitele văi ale cîmpiei. Odată cu trecerea la agricultura de tip extensiv (mai timpurie în Transilvania decît în estul și sudul țării), în scopul cîștigării de spațiu agricol, numărul unităților lacustre s-a restrîns foarte mult, astfel că la începutul secolului XX erau menționate doar 20 de iazuri (Baciu, 2004). După 1970 a avut loc o consolidare a pisciculturii pe Pîrîul de Cîmpie și pe Fizeș, atît sub aspectul măririi suprafețelor și al numărului de iazuri, cît și al modernizării unora dintre ele, astfel că suprafața amenajată în scopuri piscicole din Cîmpia Transilvaniei s-a dublat spre anul 1990 (Pop, 2001). În prezent, unitățile lacustre din bazinul hidrografic al

Fizeșului însumează o suprafață de circa 420 ha luciu de apă, adică aproximativ 31% din totalul amenajărilor piscicole ale Cîmpiei Transilvaniei (Floca și colab., 1998). Pe Valea Fizeșului se înșiră dinspre amonte spre aval iazurile: Cătina, Tăul Popii, Geaca I, Geaca II, Geaca III, Sucutard I, Sucutard II, Țaga Mare și Țaga Mică, existînd cîteva iazuri amenajate și pe afluenții rîului (Roșieni, Legii, Năsal, Sîntejude, Borzaș) (fig. 1). Pe valea Bonțului se află Lacul Săcălaia (Ciucaș, Sic, Știucilor sau Știucii), singurul lac natural neamenajat din Transilvania (Sorocovschi, 2005).

Lacul Știucii

Lacul Știucii este situat la 46,968 latitudine nordică și 23,902 longitudine estică (măsurate în centrul bazinului) și la altitudinea de 274,5 m, pe valea Bonțului, ce confluează cu Fizeșul amonte de Gherla, fiind încadrat de dealuri cu înălțimi cuprinse între 470 și 520 m. Are o orientare SSV-NNE (fig. 3).

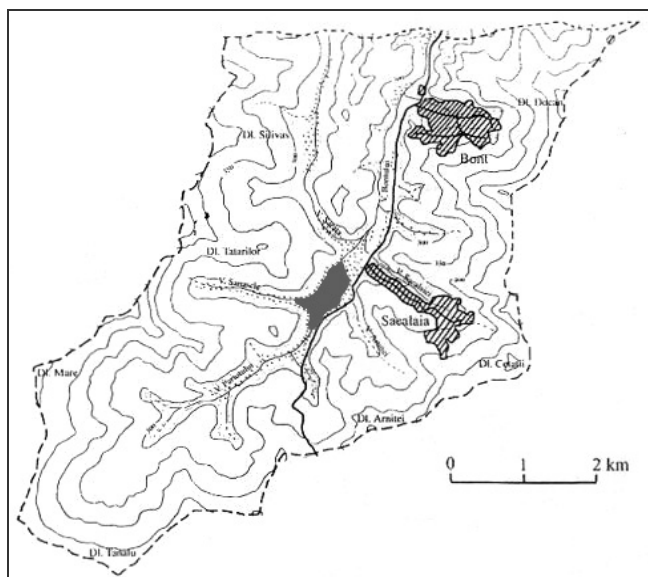


Fig. 3 Localizarea Lacului Știucii în bazinul de drenaj al râului Bonț, afluent al Fizeșului (modificat din Șerban și Sorocovschi, 2003) (cu gri este reprezentat lacul, linia punctată este limita bazinului de drenaj, iar zonele hașurate reprezintă localități)

Formarea lacului prin dizolvare și tasare-prăbușire este strâns legată de amplasarea cuvetei acestuia pe diapirul ce se pune în evidență pe aliniamentul Dej-Săcălaia-Sic-Cojocna-Turda-Ocna Mureș. Sarea este prezentă la zi pe malul nordic al lacului, la fântâna sărată a Săcălaiei (aproape de confluența văii Săcălaia cu Bonțul) și la fântâna săpată în incinta cabanei A.J.P.S. Cluj, pe malul estic al lacului. În urma transportului însemnat de material de pe versanți, sarea a fost izolată de apă printr-un strat etanș de mîl, procesul de dizolvare al sării fiind oprit. Treptat apa s-a îndulcit, însă e probabil ca apele din pînza freatică ce alimentează lacul să fie îmbogățite prin contactul cu zăcămintul de sare, astfel influențînd compoziția chimică a apei din lac (Gudasz, 2004).

Referitor la regimul hidric al lacului, se observă faptul că umplerea maximă se realizează în lunile martie-aprilie și noiembrie, perioadele din an cu precipitații însemnate (80-90 mm lunar) și evaporație mai redusă (35-50 mm lunar) (Șerban și Sorocovschi, 2003). Semipermanența și intermitența unor pîraie tributare (Valea Pîrtoșului, Valea Sînașele, Valea Arniței) indică predominarea alimentării superficiale a lacului, evaluată la cca. 70-80% din valoarea scurgerii anuale (Sorocovschi și colab., 2000). Rezervele de apă acumulate în timpul iernii generează la începutul perioadei călduroase o scurgere pronunțată ce dă naștere apelor mari de primăvară, fără să producă viituri însemnate în aval de bazinele lacustre, datorită rolului de regularizare al lacurilor. Ploile torențiale provoacă viituri cu durată redusă (maximum 30 ore), care suferă o atenuare la traversarea lacului, pierzînd din amplitudine, dar crescînd ca durată. Alimentarea subterană se realizează de pe rama vestică, unde lacul primește mai multe izvoare emerse și submerse alimentate dintr-un strat freatic superficial și de pe cea nord-vestică spre Valea Sărată, unde apar izvoare emerse și submerse cu apă sărată și salmastră. Ponderea alimentării subterane poate să crească semnificativ în perioada cu scurgere redusă de peste vară (vară-toamnă), ajungînd să dețină pînă aproape de 50% din total (Șerban și

Sorocovschi, 2003). Timpul de retenție al apei este de 147,12 zile (Gudas, 2004). Regimul termic al apei Lacului Știucii este puternic influențat de temperatura aerului. Încălzirea de primăvară începe odată cu creșterea temperaturii aerului față de cea a lacului și cu dispariția gheții de pe suprafața lacului, la sfârșitul lunii februarie și începutul lunii martie. Această perioadă marchează trecerea de la stratificarea termică inversă de iarnă la homeotermia de primăvară. Încălzirea de vară începe în prima jumătate a lunii mai și prezintă amplitudini mari la Lacul Știucii (9°C). Răcirea de toamnă începe la sfârșitul lunii septembrie, odată cu scăderea temperaturii, apariția precipitațiilor reci și a vântului. Răcirea de iarnă are loc odată cu scăderea continuă a temperaturii și se trece de la homeotermia de toamnă, care are valori apropiate de cele ale homeotermiei de primăvară, la stratificarea termică inversă de iarnă (Săndulache, 1963).

În ceea ce privește caracteristicile morfometrice, compararea a două analize topobatimetrice, una din 1957 efectuată de Săndulache și alta din anul 2000 (Șerban și Sorocovschi, 2003) a arătat diferențe mari în ceea ce privește valorile elementelor morfometrice ale Lacului Știucii. Acest fapt conduce la ideea că lacul evoluează înspre o colmatare din ce în ce mai accentuată, deși există dubii în privința acurateței primelor măsurători, deci a amplitudinii acestor modificări în timp.

Conformația bazinului lacustru, cu adâncimile și zonele de vegetație, alături de valorile principalelor elemente morfometrice ale Lacului Știucii sunt prezentate în figura 4 și respectiv tabelul 1.

Solurile și vegetația: Bazinul de drenaj al Lacului Știucii este dominat de soluri brune argiloiluviale, bogate în calciu și elemente bazice și relativ bogate în nutrienți (Puiu, 1980). Într-o proporție mai mică apar și soluri bălane de coastă, regosoluri și erodisoluri, mai sărace în nutrienți; soluri negre de fineață umedă, bogate în nutrienți; lăcoviște carbonatică, ce reprezintă suportul unei

bogate vegetații higrofile și soluri aluviale caracteristice tributarilor lacului. Particularitățile solurilor influențează valorile unor parametri fizico-chimici ai apei lacului. Lacurile din bazinul Fizeșului sunt populate de hidrofită și higrofită, care se grupează în fitocenoze caracteristice, dependente de proprietățile biotopului (Pop și colab., 2002).

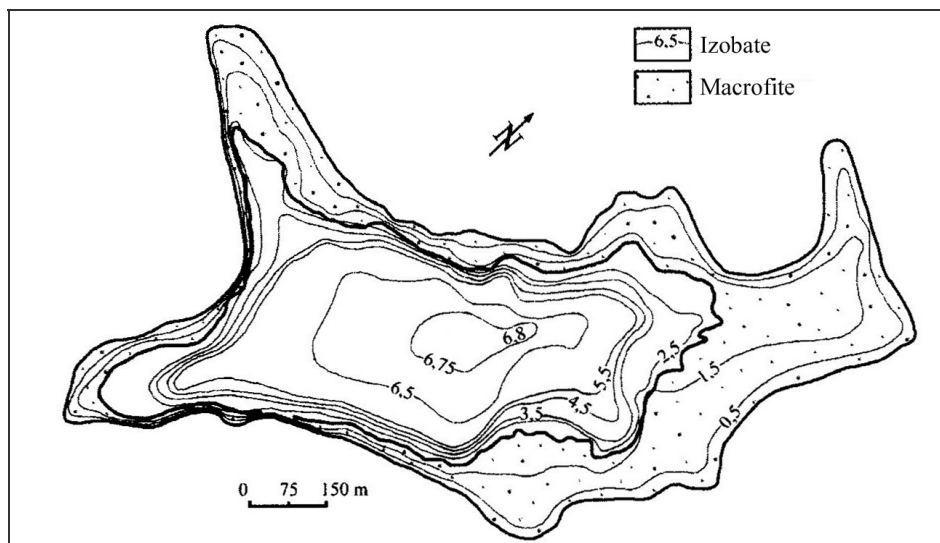


Fig. 4 Harta batimetrică a Lacului Știucii (modificat din Șerban și Sorocovschi, 2003; Gudas, 2004)

Tabel 1 Elementele morfometrice ale Lacului Știucii (după Șerban și Sorocovschi, 2003)

Parametru	Valoarea (conform analizei topobatimetrice din anul 2000)
Suprafața	57,35 ha
Lungimea	1,555 km
Lățimea medie	0,369 km
Lățimea maximă	0,662 km
Adâncimea medie	3,123 m
Adâncimea maximă	6,8 m
Perimetrul lacului	4,263
Panta cuvetei	31,84 m/km
Volumul total	1 780 000 m ³

De-a lungul tributarilor și în jurul Lacului Știucii este prezentă o vegetație palustră bine reprezentată edificată în principal de trestie (*Phragmites australis*), care formează un adevărat brâu continuu cu rol în filtrarea nutrienților antrenanți din bazinul de drenaj și introduși prin tributari în lac. Și vegetația submersă este relativ abundentă în locurile cu apă puțin adâncă, fiind reprezentată prin specii de *Ceratophyllum* sau *Myriophyllum*. Vegetația natantă este reprezentată de *Lemna minor* și specii de *Utricularia* sau *Potamogeton*.

Impactul antropic: După inundațiile din anii '70, la gura de vărsare a Lacului Știucii s-a construit un baraj cu înălțimea de 50 - 70 cm pentru controlarea regimului de scurgere, ceea ce a condus la modificarea nivelului apei ce a favorizat extinderea vegetației palustre, zona de stufăriș evaluată la 17 ha în 1957 ajungând la 27,25 ha în 2000 (Șerban și Sorocovschi, 2003). Totuși impactul uman nu are intensitate mare în Lacul Știucii, concretizându-se în principal prin scurgerile de pe terenurile agricole din imediata vecinătate a lacului, turism și prin popularea cu diverse specii de pești.

Iazul Țaga Mare

Iazul Țaga Mare (46,9334 latitudine nordică și 24,0764 longitudine estică - măsurate la stația de prelevare a probelor biologice) se găsește pe cursul mijlociu al râului Fizeș, la o altitudine de 280m. Cuveta lacului este orientată în amonte pe direcția SSV – NNE iar după confluența Fizeșului cu Valea Suciuaș își schimbă orientarea pe direcția SE – NE, formînd un arc de cerc (fig. 5). Originea naturală a microdepresiunii în care se află azi iazurile Țaga Mare și Țaga Mică este legată de modificările văii ca urmare a mișcărilor neotectonice. Microdepresiunea a avut trei compartimente, separate de o îngustare și de aluviunile transportate de Valea Suciuaș aproximativ la mijlocul depresiunii. Îngustarea existentă în secțiunea barajului Țaga Mică și substratul argilos au favorizat stagnarea apei și formarea primei acumulări. De-a lungul timpului, omul a intervenit de mai multe ori și a modificat parametrii inițiali

(Sorocovschi, 2005). Astfel, prin construirea unui baraj de pământ în îngustarea amintită s-au separat iazurile Țaga Mare și Țaga Mică (aceasta din urmă ocupînd compartimentul din aval al microdepresiunii). În perioada 1952-1972 s-au efectuat numeroase lucrări dintre care mai semnificativă este înălțarea cu un metru a coronamentului barajului Țaga Mare.

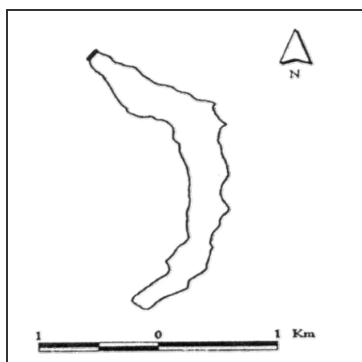


Fig. 5 Schema iazului piscicol Țaga Mare (după Sorocovschi, 2005)

În ceea ce privește regimul hidric al iazului Țaga Mare, aporturile și pierderile de debit prin cuveta lacustră, prin izvoare, respectiv prin infiltrații sunt nesemnificative, deoarece substratul argilos și căptușirea cu aluviuni a cuvetelor a redus la minimum schimbul cu apele subterane (Sorocovschi, 2005). În 1908, Erödi semnală existența unor izvoare la Țaga Mare, izvoare care între timp s-au colmatat sau au fost obturate în urma unor lucrări de amenajare ulterioare. Astfel, în prezent alimentarea iazului este asigurată în cea mai mare parte din surse superficiale, în timp ce sursele subterane contribuie cu un procent redus (15-20%) ca urmare a litologiei fundului cuvetei lacustre și a versanților săi (substrat impermeabil din marne și argile). Cercetările efectuate în 1997 de aceeași echipă condusă de Pandi indicau un bilanț hidric deficitar, cantitatea de apă pierdută prin evaporație în vara anului respectiv depășind volumul de apă intrat în sector (Pandi, 2000). Regimul nivelului din iaz este corelat debitelor de apă afluate, înregistrîndu-se un maxim al nivelului apei în

lunile martie-aprilie și un minim în lunile septembrie-octombrie. Oscilații de nivel în sensul scăderii bruște sunt determinate de golirea parțială din timpul toamnei, manevră caracteristică lacurilor de interes piscicol. Regimul termic al apei iazului Țaga Mare nu are amplitudini foarte mari, dată fiind adâncimea modestă a bazinului.

Caracteristicile morfometrice denotă încadrarea iazului în categoria zonelor umede, categorie care include toate ecosistemele acvatice a căror adâncime nu depășește 6 m (Holland și colab., 1990). Date morfometrice există de la începutul secolului trecut, iar modificările intervenite în timp se datorează în primul rând multiplelor intervenții antropice și procesului de colmatare a iazurilor. În tabelul 2 sunt prezentate valorile principalilor parametri morfometrici și hidrici ai iazului Țaga Mare conform celor mai recente analize hidrotopometrice realizate de Pandi în 1997 (Pandi, 2000).

Tabel 2 Parametrii morfometrici și hidrici ai iazului Țaga Mare
(după Pandi, 2000, citat în Sorocovschi, 2005)

Parametru	Valoarea conform analizelor realizate în 1997
Lungime	3,3 km
Perimetrul	2,8 km
Lățimea medie	0,31 km
Lățimea maximă	0,45 km
Adâncimea medie	1,95 m
Adâncimea maximă	2,50 m
Suprafața	1,03 km ²
Volumul	2 010 000 m ³

Solurile și vegetația: În luncile râurilor din arealul Cîmpiei Fizeșului este caracteristică prezența cernoziomurilor gleizate (lăcoviștilor) bogate în humus. Vegetația acvatică și palustră este bine conturată în și în jurul lacului (Cristea și colab., 2009), coada iazului Țaga Mare fiind complet acoperită cu stuf pe o lungime de 500 m. Comunitatea higrofilă cea mai bine reprezentată este cea de trestie (*Scirpo-Phragmitetum*). Se întâlnesc de asemenea fitocenoze natante

(*Lemnetum minoris*) ori submerse (*Myriophyllo-Potamogetonetum*) (Cristea și colab., 2009).

Impactul antropic: Iazul Țaga Mare suportă o serie de intervenții antropice care rezidă din scopul principal al bazinului: excavări, modificări ale barajului, goliri, introducerea de pește, recoltare de pește etc. Pe lângă acestea, sursele de poluare a apei sunt datorate activităților de creștere a animalelor, scurgerilor și infiltrațiilor de ape uzate menajere din gospodării și fertilizării terenurilor agricole cu îngrășăminte naturale și minerale care pot fi ușor levigate de apele meteorice (Floca și colab., 1998).

2. LOCUL ȘI ROLUL MICROCRUSTACEELOR PLANCTONICE ÎN ECOSISTEMELE DE TIP LENTIC

Capitolul de față cuprinde aspecte generale legate de comunitatea de zooplancton, sintetizînd atît aspectele structurale cît și pe cele funcționale, punctînd pe scurt cele mai importante probleme legate de comunitatea zooplanctonică în general, dar cu referiri speciale la crustaceele planctonice.

2.1. Scurt istoric al cercetărilor specifice temei de studiu

Cladocerele și copepodele ciclopide au fost studiate în România încă din secolul XIX, primele referiri la aceste grupe de animale zooplanctonice fiind realizate de unii autori în lucrări ce includ liste de crustacee din diverse zone ale Transilvaniei. Deși cladocerele au o importanță deosebită pentru biologie și piscicultură, ele rămîn practic nestudiate în România pînă în 1882, cînd Daday publică o listă cu 15 specii colectate din bălțile din Cluj-Napoca și împrejurimi (Daday, 1882). Tot el tipărește în 1884 un catalog al crustaceelor din Transilvania, studiu de sinteză foarte valoros, care cuprinde ambele grupe de crustacee zooplanctonice ce fac obiectul prezentei lucrări. Colecția sa, păstrată în Muzeul Zoologic al Universității “Babeș-Bolyai” din Cluj-Napoca, a fost revizuită la mijlocul secolului trecut, fiind astfel reactualizate listele de cladocere (Negrea, 1966) și copepode ciclopide (Pleșa, 1957). În 1888 Daday descrie cîteva specii de cladocere noi colectate din Transilvania, doi ani mai tîrziu determină 28 de specii din jurul orașului Oradea pentru lucrarea lui Kertész (1890) iar între 1892 și 1897 publică ultimele materiale referitoare la cladocerele

colectate din această regiune. Lista aproape completă a speciilor de ciclopide recoltate de Daday din zona Transilvaniei între anii 1882 și 1900 este inclusă în catalogul publicat în 1900.

Primele date referitoare la copepodele ciclopide din țara noastră au fost realizate de Sill (1861, 1862) (din Damian-Georgescu, 1963), însă studiul său se limitează la fauna din jurul orașului Sibiu. În prima jumătate a secolului XX au apărut câteva lucrări de sistematică privind atât cladocerele cât și ciclopidele, elaborate de Szilády (1901) și Gebhardt (1932) pentru Retezat, de Cosmovici (1900, 1901) și Hartmann (1915) pentru Moldova, de Gelei (1909) pentru Lacul Sfânta Ana de la Tușnad, de Spandl (1926) pentru zona Dunării inferioare, de Popovici-Bîznoșanu și colab. (1941) pentru masivul Bucegi. Date privind comunitățile de cladocere au fost incluse în studii realizate de Motaș și Orghidan (1948) pentru apele freatice de la Bogata, precum și de Orghidan și Negrea (1959) pentru un lac din Munții Siriu. Cele mai importante studii asupra copepodelor din această perioadă de început de secol XX le datorăm lui Chappuis, care în decurs de mai bine de 20 de ani a publicat un număr mare de lucrări despre copepode în general, descriind în același timp și un număr mare de specii. Chappuis este inițiatorul cercetărilor domeniului subteran, domeniu care i-a oferit mari surprize și care i-a dat posibilitatea să adauge la lista ciclopidelor o serie de specii noi pentru știință (Chappuis, 1923).

Conspectul faunistic și corologic al cladocereleor din România (Negrea, 1962) reprezintă prima lucrare de sinteză privind cladocerele din România, o revizuire critică la nivelul sistematicii de atunci a tuturor datelor publicate pînă la 1 ianuarie 1960. Pentru copepodele ciclopide din România o lucrare similară apare în 1958, prezentînd date despre speciile de ciclopide colectate pînă în 1957 inclusiv (Pleșa, 1958).

În a doua jumătate a secolului XX sunt publicate o serie de lucrări privitoare la taxonomia, ciclul reproductiv, ecologia, etologia și răspîndirea

cladocelor din țara noastră, alături de studii hidrobiologice conținând liste de cladocere și însoțite uneori de interpretări cantitative. O bună parte au fost publicate de specialiști consacrați cum ar fi Flössner (1967) sau Negrea (1983 a și b; 1994; Negrea și Negrea, 1975; Negrea și colab., 1999), pentru a cita doar câteva din lucrările de referință). Multe lucrări din această perioadă sunt elaborate de hidrobiologi sau zoologi cu preocupare specială pentru cladocere: Rujinski (1975), Petcu (1976, 1981), Ionescu (1976), Vădineanu și Marinescu (1981). Există de asemenea lucrări realizate de specialiști în studiul copepodelor (Por, 1957; Pleșa, 1956, 1957, 1958; Șerban, 1960; Damian-Georgescu, 1963; Rujinski, 1975; Teodorescu, 1995). Alte lucrări aparțin unor cercetători ce au determinat speciile comune din habitatele studiate sau au tratat toate compartimentele zooplanctonului din apele continentale românești: Botnariuc și colab. (1957), Botoșăneanu și Por (1957), Popescu (1963), Enăceanu și Brezeanu (1970), Zinevici (1971), Boișteanu (1974), Popescu-Marinescu (1977), Zinevici și colab. (1984), Zinevici și Teodorescu (1990), pentru a cita doar câteva dintre lucrările apărute în această perioadă.

Începutul secolului XXI a fost marcat atât de lucrări ale cercetătorilor deja “clasici” pentru domeniu (Dumont și Negrea, 2002; Negrea și colab., 2004; Zinevici și Parpală, 2006 etc.) cât și de apariția noii generații de cercetători (Iepure, 2001, 2007; Petrescu și colab., 2003; Radu și Onciu, 2004; Tudor, 2005; Onciu și Radu, 2006 etc.). Totuși, cu câteva excepții, lucrările nou apărute sunt punctuale, tratând aspecte privind compartimentele zooplanctonului din diverse zone ale țării, simțindu-se tot mai acută nevoia unei actualizări a studiilor sintetice în ceea ce privește taxonomia, corologia și ecologia cladocelor și copepodelor ciclopidice din țara noastră.

Studii anterioare realizate în zona cercetată

În timp ce zooplanctonul din zona Dunării inferioare (Iunca și Delta Dunării) a fost studiat intensiv de mai bine de un secol (Török și Radu, 2007),

comunitățile zooplanctonice specifice zonei considerate pentru prezenta lucrare nu au fost la fel de bine aprofundate.

În cazul Lacului Știucii, studii anterioare vizînd comunitățile de fitoplancton au fost realizate încă din anii '60 (Șt. Péterfi și colab., 1960; L.Șt. Péterfi și colab., 1981, Gudas, 2004 etc.). Din punct de vedere al zooplanctonului, studiile anterioare au mari lacune. Conform datelor din literatura disponibilă pentru consultare, Lacul Știucii a fost omis din lucrările lui Daday, neregăsindu-se ca localitate nici în conspectul faunistic și corologic al cladocerelor realizat de Negrea (1962). Primele date asupra cladocerelor și copepodelor ciclopide din acest lac au fost incluse în două lucrări de disertație susținute la Universitatea "Babeș-Bolyai", Cluj-Napoca și vizează prelevări realizate între noiembrie 1998 și octombrie 1999 (Echim, 2000; Mara, 2000). Date privind aceste grupe de zooplancton au fost prezentate tangențial și într-o lucrare de doctorat susținută tot la Universitatea "Babeș-Bolyai", Cluj-Napoca (Gudas, 2004).

În ceea ce privește iazul piscicol Țaga Mare, informațiile despre crustaceele zooplanctonice datează de la sfîrșitul secolului XIX, fiind incluse în studiile savantului Daday, ce face referiri în numeroase lucrări la acest lac (cu denumirea veche de Czegei tó) (Daday, 1884, 1892, 1897). El publică liste sintetice ale nevertebratelor identificate, în care, alături de specii de protozoare, rotifere și alte nevertebrate, se regăsesc specii de cladocere și copepode. Datorită eforturilor specialiștilor de renume în domeniu (Pleșa, 1957 și Negrea, 1966) lista ce include cladocere și copepode ciclopide a fost reactualizată, fiind eliminate sinonimiile și confuziile. Date mai recente dar nepublicate asupra zooplanctonului din acest bazin acvatic au fost incluse în două contracte de cercetare realizate în anii '80. Primul a fost realizat în 1984 de Stațiunea de Cercetare și Producție Piscicolă Podu Iloaiei, prin Laboratorul de Acvacultură și Ecologie Acvatică, Piatra-Neamț și a avut tema de cercetare intitulată:

“Cercetări privind optimizarea productivității naturale a unor iazuri ale Intreprinderii Piscicole Cluj-Napoca și stabilirea stării de întreținere și sănătate a materialului piscicol din aceste bazine”, beneficiarul fiind Intreprinderea Piscicolă Cluj-Napoca. Al doilea studiu, realizat doi ani mai târziu de M.I.A.A.P.A., C.P.I.P. București și C.C.P.P.P.I.P. Galați, a avut ca temă: “Cartarea și bonitarea potențialului trofic și piscicol al unor bazine acvatice din Moldova, Transilvania și zona de sud-est a țării”, beneficiarul fiind tot I.P. Cluj-Napoca (director: cercetător șt. pr. III ing. C. Pecheanu, responsabili temă: cercet. șt. dr. I. Căraș și cercet. șt. biolog M. Fetecău). Nu există lucrări mai recente privitoare la zooplanctonul din Țaga Mare, situație diferită de comunitățile algele planctonice, care au fost mai aprofundat studiate (L.Șt. Péterfi și colab., 1981; Momeu și colab., 2006).

Poziția taxonomică actuală a crustaceelor planctonice

Pentru lucrarea de față am ales încadrarea taxonomică cea mai recentă a cladocerelor, realizată în cadrul proiectului Fauna Europaea (Negrea, 2007), proiect finanțat de Comisia Europeană pe perioada 2002-2004 în cadrul Programului Cadru 5 și coordonat în România de Institutul de Speologie „Emil Racoviță”, Compartimentul Cluj. În această clasificare, cladocerele sunt incluse în cadrul subordinului Cladocera (Ordinul Diplostraca, Subclasa Phyllopoda, Clasa Branchiopoda), cuprinzând 4 infraordine: Anomopoda (cu Familia Bosminidae, Fam. Daphniidae, Fam. Euryceridae, Fam. Macrothricidae, Fam. Moinidae), Ctenopoda (ce include Familia Sididae), Onychopoda (cu Familia Cercopagidae, Podonidae și Polyphemidae) și infraordinul Haplopoda (ce conține Familia Leptodoridae).

Numărul total de specii de cladocere (din infraordinele Anomopoda, Ctenopoda, Onychopoda și Haplopoda) depășește 500, incluzând specii dulcicole și marine în toată lumea, genul *Alona* fiind cel mai numeros, cu aproximativ 100 de specii (Dumont și Negrea, 2002). În ceea ce privește

speciile de cladocere de apă dulce din România, ele sunt în număr de 108 (comparativ cu numărul total de specii din Europa – 182) (Negrea, 2007).

După clasificările de ultimă oră (Dussart și Defaye, 2006; Iepure, 2007), ordinul Cyclopoida sau Cyclopiformes face parte, alături de alte 8 ordine, din Subclasa Copepoda (Clasa Maxillopoda, Subfilum Crustacea, Filum Arthropoda). Patru familii ale ordinului au reprezentanți în ape continentale, dintre care Familia Cyclopidae este cea mai numeroasă și include aproape exclusiv specii din ecosisteme continentale, majoritatea cu apă dulce, deși există câțiva reprezentanți ce sunt adaptați apelor saline. După aceste clasificări recente, Familia Cyclopidae Rafinesque, 1815 conține 4 subfamilii: Euryteinae Monchenko, 1974; Halicyclopinae Kiefer, 1927; Eucyclopinae Kiefer, 1927 și Cyclopinae Kiefer, 1927.

Cea mai mare diversitate a copepodelor este regăsită în mediul marin (cu aproximativ 13000 de specii cunoscute până în prezent), totuși au fost descrise 2814 specii de copepode din apele dulci la nivel mondial (Boxshall și Defaye, 2008). Ordinul Cyclopoida (ciclopiformele) este reprezentat în prezent de 66 de genuri și 1008 specii și subspecii valide iar Familia Cyclopidae include în prezent 58 de genuri și 830 de specii (986 specii și subspecii), reprezentanți ai apelor continentale din toată lumea (Dussart și Defaye, 2006). Conform rezultatelor proiectului Fauna Europaea, în România există 60 de specii de copepode ciclopide de apă dulce, față de 195 specii la nivel european (Iepure, 2007).

2.2. Importanța zooplanctonului în ecosistemele lentice

În ecosistemele lentice zooplanctonul reprezintă o importantă componentă biotică, al cărei rol este exprimat prin complexitatea relațiilor

stabilite cu ceilalți factori, biotici și abiotici. Prin poziția sa „cheie” de consumator (acoperind două niveluri trofice: de consumator primar și secundar), zooplanctonul preia substanța organică sintetizată la nivelul producătorilor primari, metabolizînd-o potrivit propriilor necesități. Astfel, comunitatea zooplanctonică transformă substanța organică de natură vegetală în substanță organică animală și o stochează temporar, pînă la utilizarea ei de către consumatorii de ordin superior sau pînă la descompunerea ei și reintrarea în circuitul de materie și energie.

De asemenea, zooplanctonul, prin componenta sa calitativă și abundența realizată la un moment dat, furnizează elemente utile pentru definirea stării ecologice a bazinului din care face parte și oferă informații în ceea ce privește stadiul de evoluție al ecosistemelor lacustre sub aspectul troficității lor, dar și despre gradul de saprobitate (Liebmann, 1962; Sládeček, 1973).

Alături de copepode, cladocerele fac parte dintre organismele acvatice cele mai „energetice”, constituind o excelentă sursă de hrană în special pentru puietul de pește, dar și pentru unii pești adulți ca porcușorul, cleanul sau obletele. Cladocerele prezintă o considerabilă importanță economică pentru toate tipurile de ape stagnante, datorită capacității de a se înmulți rapid prin partenogeneză în timpul sezonului cald și a valorii nutritive ridicate (Negrea, 1983a). Valoarea nutritivă este mare și la copepode (Watanabe și colab., 1983), fiind bogate în acizi grași esențiali nesaturați, în fosfolipide și antioxidanți naturali, ceea ce a dus la folosirea lor ca hrană pentru pești la nivel industrial.

Prin capacitatea mare de filtrare, cladocerele prezintă o deosebită importanță în purificarea biologică a apelor naturale poluate, cît și în epurarea celor uzate menajere. Studii arată că în bazinele de epurare se dezvoltă vara imense cantități de dafnii care prin filtrare consumă alge monocelulare, detritus bogat în bacterii și elimină pînă la 99% din bacteriile aflate în suspensie. În același timp, ele își procură oxigenul prin agitația continuă a picioarelor pentru

înnot și filtrare, o densitate de 50 de dafnii la litru fiind suficientă pentru a ridica cu aproape 50% conținutul net de oxigen (Uhlmann, 1954). Totuși, dacă densitatea populațiilor devine prea mare, mortalitatea crescută a dafniilor poate declanșa intense procese de descompunere.

Utilizarea copepodelor în controlul biologic din bazinele acvatice reprezintă un aspect interesant al acestei comunități de organisme: încă din 1938, Hurlburt a observat în laborator că *Microcyclops varicans*, un copepod ciclopid, a atacat larvele de *Anopheles quadrimaculatus* în primele stadii. Aceste prime studii au fost aprofundate ulterior cu rezultate uneori spectaculoase, cum ar fi de exemplu inițierea în câteva țări din Asia de sud-est și America de sud a unor programe de control și eradicare a larvelor țânțarului *Aedes aegypti* utilizând ciclopide prădătoare, în particular *Mesocyclops* (Dussart și Defaye, 2001).

Nu în ultimul rând, comunitățile zooplanctonice prezintă câteva caracteristici legate de ciclurile de viață scurte, de distribuția pe clase de mărimi etc., ce le face „cobai” perfecți pentru testarea de ipoteze și dezvoltarea de concepte relevante pentru ecologia acvatică (Lampert, 1997).

2.3. Principalele grupe de organisme zooplanctonice

Zooplanctonul apelor continentale este mult mai sărac decât cel din ecosistemele marine, nu doar din punct de vedere taxonomic, ci și ca diversitate specifică (Wetzel, 2001). Comunitatea zooplanctonică din apele dulci este dominată de patru grupe principale: protozoare, rotifere și două grupuri de crustacee: cladocere și copepode. Alte grupuri faunistice pot face parte temporar din zooplanctonul ecosistemelor lentice, în general pe perioada unei faze din ciclul lor de viață (de exemplu ostracode, larve de moluște, hidracarieni, larve de insecte etc.)

Protozoarele sunt în general nanoplancteri. Protozoarele flagelate reprezintă un compartiment abundent al protozooplanctonului. Există specii de flagelate mixotrofe, ce pot fixa carbonul anorganic pe calea fotosintezei dar se pot hrăni și cu bacterii în același timp, din acest grup făcând parte dinoflagelatele (*Ceratium*), euglenofitele etc. Există de asemenea specii de protozoare flagelate exclusiv heterotrofe (un exemplu fiind *Bodo putris* ce trăiește în ape murdare și se hrănește cu bacterii). Protozoarele ciliate tind să capete o pondere mai mare în comunitățile zooplanctonice din lacurile eutrofe. Majoritatea ciliatelor sunt heterotrofe, hrănindu-se cu bacterii, alge, detritus sau alte protozoare. Cîteva ciliate sunt carnivore, prădînd metazoare de talie mică. Majoritatea ciliatelor sunt o componentă permanentă a comunității zooplanctonice, deși ele au tendința de a fi preponderente doar în anumite condiții (de exemplu în lacuri foarte puțin adînci sau în straturile profunde, anaerobe). Ciliatele se pot mișca foarte rapid în masa apei comparativ cu alte protozoare, atîngînd viteze cuprinse între 200 și 1000 $\mu\text{m/s}$, ceea ce duce la o distribuție mai largă și la rate de hrănire crescute. Protozoarele sarcodine sunt slab reprezentate în zooplanctonul apelor dulci. Chiar în lacuri eutrofe, abundențele acestui grup de protozoare sunt foarte mici și sunt înregistrate mai ales în epi- și metalimnionul lacurilor stratificate termic.

Deși aproape toate protozoarele sunt organisme aerobe, ele pot supraviețui și în condițiile unor concentrații foarte scăzute de oxigen. De exemplu, anumite populații de ciliate se dezvoltă adesea în straturile de apă anaerobe sau cu conținut foarte scăzut în oxigen, orizonturi la care populațiile bacteriene sunt abundente. Această capacitate a ciliatelor de a supraviețui în ape bogate în materie organică a dus la folosirea unor specii din acest grup ca indicatori de ape poluate cu materie organică (de exemplu în sistemul saprobiilor). Ciliatele și flagelatele mixotrofe sunt distribuite în general în orizonturile de suprafață ale coloanei de apă, pînă la adîncimea la care pătrunde

lumina solară. Unele flagelate (de exemplu *Ceratium*) pot migra pe verticală distanțe mari în timpul zilei, în funcție de intensitatea luminoasă, concentrația de oxigen și de nutrienți. De asemenea, flagelatele heterotrofe migrează mult și ating deseori densități crescute în hipolimnionul anoxic al lacurilor eutrofe, ce conține comunități bacteriene abundente.

Rotiferele, organisme incluse în Încregătura Rotifera, cuprind animale pseudocelomate microscopice, caracterizate printr-o coroană de cili la capătul anterior, folosită în locomoție și nutriție. Se cunosc aproape 1800 de specii de rotifere, dintre care 94% sunt regăsite doar în ecosistemele marine (Cole, 1983). Aproape trei pătrimi din grupul rotiferelor sunt sesile și asociate cu ecosistemele litorale. Aproximativ 100 specii sunt complet planctonice, iar aceste rotifere formează o componentă esențială a comunităților zooplanctonice.

Majoritatea rotiferelor, atât formele sesile cât și cele planctonice, nu sunt prădătoare. Ele au o hrănire omnivoră, particulele de materie organică (atât vii cât și detritice) fiind antrenate în cavitatea bucală prin mișcările cililor. Dimensiunile hranei variază destul de mult. Majoritatea particulelor sunt destul de mici, de pînă la 12 μm diametru, deși există cazuri în care celule mai mari, de aproximativ 50 μm diametru, sunt sfărîmate și ulterior ingerate. Comportamentul de hrănire la acest grup de rotifere depinde de tipul de particule, de dimensiunile și forma hranei și de abundența ei. Selectivitatea hranei este un fenomen evident la unele rotifere și se manifestă prin „scanarea” particulelor de hrană înainte de a fi ingerate, sau prin regurgitarea celor deja ingerate (Starkweather, 1980). Există totuși și specii de rotifere prădătoare, cum ar fi speciile genului *Asplanchna*, care sunt în general de talie mare și se hrănesc cu alge, protozoare, alte rotifere sau alte micrometazoare. *Asplanchna* sp. are capacitatea de a-și modifica dimensiunile ca răspuns la schimbările taliei organismelor-pradă sau a densităților lor. Deși rotiferele consumă în genere

hrană de dimensiuni foarte variate, s-au observat totuși diferențe în ceea ce privește dimensiunile particulelor de hrană, diferențiere care poate fi corelată cu apariția simultană a anumitor specii zooplanctonice în pelagialul lacurilor. Se poate vorbi de diferențierea unor nișe ecologice distincte în comunitatea de rotifere zooplanctonice, cauzate tocmai de această selectivitate de ingerare a hranei, permițând astfel coexistența anumitor specii fără competiție intraspecifică severă.

Grupul microcrustaceelor zooplanctonice cuprinde forme în întregime acvatic, dintre care majoritatea sunt marine. Corpul este în general separat în trei regiuni distincte, însă există o tendință de unire a segmentelor toracice cu cele abdominale, astfel că la cladocere segmentația aparentă a corpului s-a pierdut. Suprafața corpului este acoperită în totalitate sau doar parțial de o carapace, iar majoritatea crustaceelor prezintă apendici biramați. În apele dulci, comunitățile de crustacee zooplanctonice sunt în totalitate dominate de două grupuri: cladocere și copepode.

Cladocerele, incluse în Subord. Cladocera (Cl. Branchiopoda, Subîncr. Crustacea, Încr. Arthropoda) (Negrea, 2007), cuprind în general organisme microzooplanctonice. Cu excepția a două specii, cladocerele se încadrează ca dimensiuni între 0,2 și 3,0 mm. Cladocerele au corpul acoperit de o carapace bivalvă. Perechea a doua de antene reprezintă apendicii pentru înot și constituie principalul mod de locomoție. Cladocerele prezintă 5 perechi de picioare ce sunt atașate părții ventrale a corpului și care sunt modificate morfologic (sunt aplatizate și poartă numeroși perișori și sete). Datorită mișcărilor complexe realizate de aceste perechi de picioare, se crează un curent de apă în interiorul valvelor care împinge particulele de hrană spre aparatul bucal, nu înainte de a fi filtrate de setele aflate pe suprafața picioarelor. Reprezentanții chydoridelor, în principal forme litorale, prezintă picioare modificate cu care organismele colectează particule de detritus, în paralel cu hrănirea prin filtrare. Alte două

specii de cladocere, *Leptodora* și *Polyphemus*, fiind prădătoare, prezintă membre prehensile, ce le ajută în apucarea hranei formată din protozoare, rotifere și microcrustacee. Totuși, filtrarea apei pentru reținerea particulelor de materie organică reprezintă principalul mod de hrănire al cladocerelor. Rata de filtrare a unui organism zooplanctonic se referă la volum per unitate de timp și este definită ca volumul de apă cu particule de hrană ce este filtrat de un organism într-o perioadă definită de timp (Rigler, 1971).

Caractere morfologice cu importanță în identificarea taxonomică a speciilor de cladocere sunt: lungimea totală a corpului, prezența sau absența rostrului, a spinului caudal, ornamentațiile carapacei, antena, antenula, post-abdomenul etc., în funcție de genul analizat.

Copepodele, cuprinse în Subcl. Copepoda (Subîncr. Crustacea, Încr. Arthropoda) (Dussart și Defaye, 2006), se împart în trei grupuri distincte: Ord. Calanoida, Ord. Cyclopoida și Ord. Harpacticoida. Copepodele din ultimul grup sunt aproape în întregime specii litorale. Deși copepodele ciclopide sunt de asemenea primar litorale (în genere specii bentonice), speciile ce sunt predominant planctonice reprezintă componente majore ale populațiilor de copepode din pelagialul ecosistemelor lentic, în special în cele mai puțin adânci. Copepodele calaniforme sunt forme exclusiv planctonice. Corpul copepodelor este format din cefalotorace, împărțit în zona capului (cu 5 perechi de apendici reprezentând antenele și părți ale aparatului bucal) și în torace, cu 5 perechi de picioare înotătoare. Abdomenul este format din 5 segmente, la femelă primele 2 fiind sudate pentru a forma segmentul genital. Pe primul segment abdominal se află a șasea pereche de picioare, mai vizibilă la masculi. Corpul se termină cu furca, biramată, purtând peri și sete.

La copepodele ciclopide, hrănirea nu are loc prin mecanisme de filtrare, ca în cazul cladocerelor. Particulele de hrană vegetală sau animală sunt mărunțite și ingerate. Multe specii din cele mai importante genuri de ciclopide

(*Acanthocyclops*, *Macrocyclops*, *Cyclops*, *Mesocyclops*) sunt carnivore, hrana lor incluzînd microcrustacee, larve de diptere sau oligochete, multe dintre acestea avînd dimensiuni ce depășesc talia copepodelor prădătoare. Ciclopidele erbivore sunt reprezentate de multe specii din genul *Encyclops*, unele din genul *Acanthocyclops* și *Microcyclops*, ce se hrănesc cu o mare varietate de alge, de la diatomeele unicelulare pînă la specii filamentoase de dimensiuni mari. Speciile carnivore sunt în general mai mari decît speciile erbivore, însă la ambele categorii se pare că modul de a găsi hrana este unul randomizat. Speciile erbivore au organe gustative cu chemoreceptori, dar care le ajută să distingă doar între particulele organice și cele anorganice ingerate în mod întîmplător din masa apei. O anumită selectivitate a hranei se poate întîlni totuși la copepodele calanoide.

Principalele caractere morfologice cu importanță în identificarea taxonomică a speciilor de copepode ciclopide sunt: lungimea, numărul de articole ale antenulei, forma receptaculului seminal la femele, forma și armătura ramurilor furcale, structura perechii nr. 5 de picioare, numărul articolelor picioarelor înotătoare și armătura de spini a segmentelor exopoditelor și endopoditelor, perechea a șasea de picioare la masculi.

2.4. Dinamica sezonieră și ciclul de viață la organisme zooplanctonice

Variațiile sezoniere ale zooplanctonului în bazinele acvatice temperate sunt influențate atît de factori fizico-chimici (temperatură, schimbări în cantitatea de lumină, durata înghețului etc.) dar și biotici, ce se referă în primul rînd la disponibilitatea resurselor de hrană și la presiunea exercitată de prădători.

Un aspect extrem de interesant și controversat în același timp al dinamicii sezoniere și a ciclului de viață al organismelor zooplanctonice este **perioada de latență** ce se întâlnește la rotifere și crustacee. Acest termen se referă atât la diapauză – definită ca o oprire din creștere într-un anumit stadiu ontogenetic, cât și la o perioadă de inactivitate cauzată direct de factorii de mediu, ce ia forme de la încetinirea mișcărilor pînă la o aparentă lipsă a vieții. Perioada de latență are un efect major asupra dinamicii populaționale: în primul rînd, inducerea și terminarea latenței afectează abundența populației și succesiunea; în al doilea rînd duce la conservarea de material genetic pe perioade lungi de timp. Pentru organisme cu ciclu scurt de viață cum sunt cele zooplanctonice, modul de contracarare a insucceselor reproductive este fie prin dispersie spațială și recolonizare fie prin „dispersie” în timp, adică diapauză (Gyllström și Hansson, 2004). În afară de rolul ei în depășirea perioadelor cu condiții de mediu nefavorabile, posibilitatea de a forma stadii latente are implicații în dispersia spațială, ecologia populațională, genetica și evoluția speciilor. Abundența stadiilor latente din sedimentele lacurilor poate fi mai mare decît a stadiilor active, iar ouă de rezistență viabile pot avea vîrste de sute de ani.

Pentru copepode, stimulii ce induc starea de latență cei mai des raportați în literatură sunt cei ce țin de schimbările sezoniere: temperatura și ciclul zi-noapte. Pentru rotifere se pare că stimulii biotici cum ar fi calitatea și cantitatea hranei induc latența, în timp ce cladocerele reacționează la ambele categorii de stimuli. Terminarea latenței este cauzată la toate cele trei grupe doar de factori abiotici (Gyllström și Hansson, 2004).

Un **model general de succesiune sezonieră** în lacuri stratificate termic din zona temperată a fost elaborat pentru cladocere (fig. 6). În timpul primăverii, datorită creșterii abundenței resurselor de hrană și a creșterii temperaturii, populațiile de cladocere își sporesc efectivul. Temperaturile din ce în ce mai ridicate și hrana tot mai abundentă duc la creșterea numărului de

năpârliri și a numărului de ouă. Populațiile erbivore pot crește exponențial în această perioadă, pînă în punctul în care ratele de filtrare depășesc ratele reproductive ale fitoplanctonului. Ca rezultat, biomasa fitoplanctonului descrește foarte mult, atrăgînd după sine o creștere a transparenței apei. Este așa-numita fază de limpezire („*the clear-water phase*”), ce se menține pînă la refacerea efectivelor algale. Odată cu limitarea hranei, greutatea corporală și fecunditatea populațiilor de zooplancton erbivor scad drastic, ceea ce duce la biomasă și densități scăzute în timpul verii, situație accentuată de prădătorismul exercitat de zooplanctonul carnivor și de pești. Deseori se observă modificări în structura pe dimensiuni a populațiilor de cladocere erbivore în timpul verii, în condițiile unui proces intens de prădătorism. Astfel, speciile de talie mare sunt înlocuite cu forme mai mici și cu rotifere, care sunt mai puțin vulnerabile la consumul din partea peștilor zooplanctonofagi. Amestecul de toamnă și odată cu acesta recircularea nutrienților din straturile profunde, coincid de obicei cu reducerea cantității de lumină (modificarea ciclului zi-noapte). Algele mari unicelulare sau filamentoase și în special diatomeele, se dezvoltă exploziv toamna. Prădătorismul exercitat de pești scade în intensitate datorită scăderii intensității luminoase și a scăderii temperaturii. Toți acești factori duc la o înmulțire a cladocerelor pentru o scurtă perioadă de timp, în special a formelor de talie mai mare. Totuși, zooplanctonul erbivor descrește rapid în biomasă și multe specii de cladocere intră în diapauză. În cazul lacurilor eutrofe, un maxim de primăvară al fitoplanctonului este urmat de o dezvoltare rapidă și explozivă a zooplanctonului erbivor (fig. 6). Un al doilea maxim al dezvoltării fitoplanctonului este separat de primul prin așa-numita fază de limpezire a apei. Această fază cu durată limitată este caracterizată prin epuizarea resurselor de hrană de către zooplanctonul de talie mare, urmată de scăderea disponibilității hranei și înlocuirea speciilor mari cu specii de dimensiuni mici. În lacurile

oligotrofe procesele succesionale ce implică fitoplanctonul și zooplanctonul sunt similare cu cele descrise anterior, însă sunt mult decalate și încetinite.

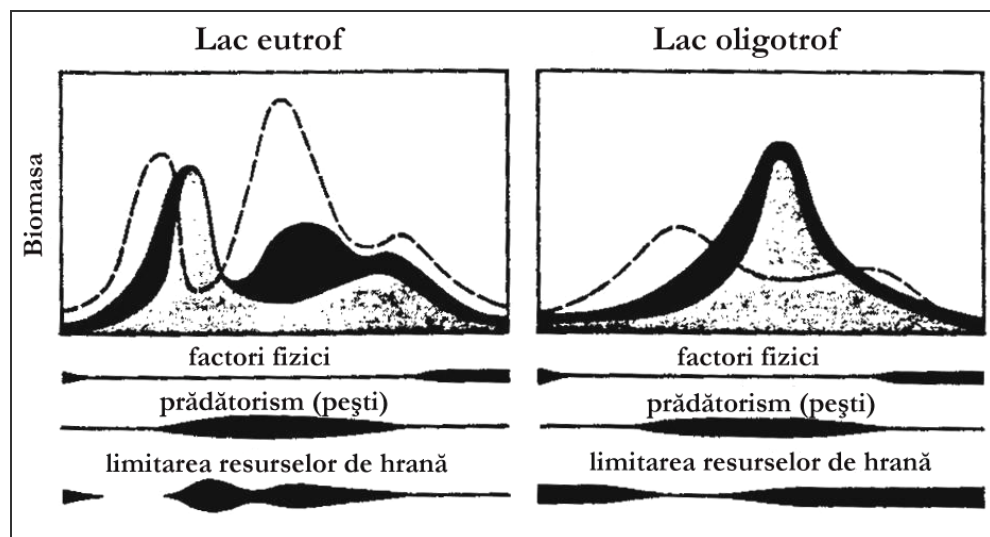


Fig. 6 Model general de succesiune sezonieră a cladocerelor într-un lac eutrof stratificat termic (în stînga) și unul oligotrof (în dreapta) din regiunea temperată (linia punctată reprezintă fitoplanctonul; curba de culoare neagră reprezintă specii zooplanctonice de talie mică; curba de culoare deschisă reprezintă specii zooplanctonice de talie mare; barele din partea inferioară a figurii reprezintă intensitatea relativă sezonieră a factorilor considerați) (după Sommer și colab., 1986)

Dinamica sezonieră a **protozoarelor** planctonice este foarte variabilă în ecosistemele lentice. Microflagelatele sunt în general dominante numeric în condițiile în care gradul de troficitate al lacului crește (Steward și Wetzel, 1986), avînd capacitatea de a supraviețui și de a se reproduce la intensități scăzute ale luminii. Stratificarea pe verticală a protozooplanctonului este mai evidentă în cazul unor dinoflagelate și microflagelate. Fenomenul de prădătorism crește în importanță în ceea ce privește reglarea abundenței comunităților de protozoare cu cît lacurile devin tot mai productive. Atunci cînd resursele necesare creșterii sunt abundente, comunitatea de protozoare este reglată tot mai accentuat de

fenomenul de prădătorism, fiind corelată cu biomasa și compoziția pe specii a metazooplanctonului.

Perioada de creștere și durata generațiilor la protozoare sunt foarte variate, rate de creștere maxime înregistrându-se atunci când hrana este abundentă. În aceste condiții, efectivele populațiilor de protozoare cresc sub directă influență a temperaturii și scad atunci când talia animalelor se mărește (Taylor și Sanders, 1991). Numeroase specii de protozoare produc forme de rezistență în condiții neprielnice de mediu, cum ar fi lipsa hranei sau secarea bazinului. Informații recente despre ecologia protozoarelor arată că ele reprezintă cei mai importanți consumatori de microorganisme din ecosistemele lentice, având un rol esențial în utilizarea carbonului organic și în circuitul nutrienților. Deși biomasa protozoarelor planctonice este mică în comparație cu cea a rotiferelor sau a microcrustaceelor, viteza de schimbare a generațiilor este foarte mare.

Schimbările în distribuția sezonieră a populațiilor de **rotifere** planctonice sunt foarte complexe și greu de generalizat. Există un număr de specii perene, ce au în general un maximum de dezvoltare la începutul verii în regiunile temperate. Deși majoritatea rotiferelor prezintă toleranță mare la variațiile temperaturii, speciile care au o dinamică sezonieră evidentă se încadrează în două tipologii generale: forme stenoterme reci, ce formează populațiile cele mai abundente în timpul iernii și primăvara devreme și specii ce au un maxim estival, în special la sfârșitul verii, în corelație cu dezvoltarea masivă a populațiilor de cianobacterii. Deși există multe aspecte încă neelucidate în ceea ce privește dinamica sezonieră a rotiferelor, se consideră că temperatura, calitatea și cantitatea hranei sunt cei mai importanți factori ce reglează succesiunea sezonieră și ratele reproductive. Temperatura influențează de asemenea și ratele reacțiilor biochimice, ale hrănirii, ale migrațiilor, ale longevității și fecundității.

Ciclul reproductiv al rotiferelor tipic planctonice este caracterizat printr-un număr mare de generații, în care reproducerea este partenogenetică. Aceste femele partenogenetice sunt diploide și produc ouă din care vor ecloza în continuare tot femele partenogenetice. Pot exista între 20 și 40 de generații partenogenetice. Având perioada de dezvoltare a ouălor de aproximativ o zi în condiții optime și fără nevoia fertilizării, o populație de femele partenogenetice se poate dezvolta rapid în 2 până la 5 zile. Femelele gamogenetice, morfologic identice cu cele partenogenetice, apar o dată sau de două ori pe an și produc ouă haploide, din care rezultă prin fertilizare ouă durabile, ce suportă perioade lungi de diapauză, rezistând unor condiții neprielnice de mediu. Diapauza poate dura timp de săptămâni sau luni. Ouăle de rezistență se acumulează în sedimente și eclozează atunci când factorii de mediu se schimbă, în general trecând de la condiții de temperatură scăzută, întuneric și anaerobioză la temperaturi ridicate, intensitate mai mare a luminii și aerobioză (Gilbert, 1995). Doar femele partenogenetice eclozează din ouăle durabile. Dacă ouăle haploide nu sunt fertilizate, din ele vor ecloza masculi, care sunt mult reduși ca dimensiune și au perioadă scurtă de viață. Mecanismele ce cauzează formarea de femele gamogenetice nu sunt pe deplin cunoscute. Mai mult, unele specii de rotifere sesile se reproduc exclusiv prin partenogeneză, fără ouă durabile, perioadele nefavorabile fiind suportate sub formă de adulți.

Dinamica sezonieră în cazul **cladocerelor** variază mult, depinzând nu doar de specia la care ne referim, dar și de factorii de mediu. Unele specii sunt perene și iernează mai ales sub formă de adulți (femele partenogenetice), dar densitățile populaționale scad foarte mult în aceste perioade ale anului. Aceste specii pot înregistra unul, două sau mai multe maxime de dezvoltare, însă aperiodice. Unele specii perene prezintă maximum de dezvoltare în orizonturile de suprafață doar în perioadele mai reci de primăvară sau vară, în straturile mai reci ale hipo- și metalimnionului. Speciile estivale, ce au o perioadă distinctă de

diapauză sub formă de ouă de rezistență prezintă în general un maxim în primăvară și vară, când apa este relativ caldă. La aceste specii se poate înregistra și un al doilea vîrf de dezvoltare în timpul toamnei.

Ciclul de viață al cladocerelor este asemănător cu cel al rotiferelor, reproducerea fiind partenogenetică în cea mai mare parte a anului. Femelele partenogenetice produc ouă din care vor ecloza tot femele partenogenetice. Numărul de ouă produs variază mult, de la 2 la Chydoridae, pînă la 40 la Daphniidae. Ouăle sunt depozitate într-o pungă incubatoare, o cavitate în partea dorsală a corpului. Ouăle se dezvoltă în această pungă, din ele eclozînd o formă juvenilă asemănătoare adulților, astfel că, spre deosebire de copepode, la cladocere nu există forme larvare (cu excepția genului *Leptodora*). Creșterea are loc printr-o serie de năpîrliri succesive, în medie 4. Perioada de viață din momentul eliberării oului în pungă incubatoare pînă la moartea organismului variază mult în funcție de specie și de condițiile de mediu. Longevitatea și perioada de timp dintre năpîrliri sunt invers proporționale cu temperatura și sunt influențate și de disponibilitatea hranei. În corpul cladocerelor se depun rezerve lipidice, atunci când hrana este abundentă, rezerve ce sunt folosite atunci când hrana se împuținează. Orice creștere a temperaturii are efecte imediate în ceea ce privește rata de năpîrlire și producerea ponteii, în timp ce sporirea resurselor de hrană afectează rata de dezvoltare a populațiilor prin creșterea supraviețuirii și fecundității. Când creșterea populației depășește resursele de hrană disponibile, procesul de reproducere încetinește.

Partenogeneza continuă pînă cînd apar condiții nefavorabile de mediu, fie de ordin fizic (scăderi de temperatură, secetă, scurtarea zilelor etc.), fie biotice (cauzate de competiție, de scăderea calității și cantității hranei, de kairomonele eliberate de prădători etc.). Studii recente dovedesc transmiterea de informație despre diapauză de la „mame” la urmași: femelele transmit descendenților informații despre hrană și ciclul zi-noapte, ce stimulează producerea de ouă de

rezistență în generația următoare (Zadereev, 2003). Pe măsură ce ouăle partenogenetice scad ca număr, din unele vor ecloza masculi. Astfel, masculii diploizi apar prin partenogeneză și sunt identici din punct de vedere genetic cu „mamele” și „surorile” lor. Mecanismul prin care se declanșează producerea de masculi nu este încă bine înțeles, principalii factori răspunzători fiind agregarea, cantitatea și calitatea hranei, ciclul zi-noapte și temperatura (Larsson și Hobæk, 1988). Odată cu apariția masculilor, în populație apar și femele gamogenetice, identice din punct de vedere morfologic cu femelele partenogenetice și produc ouă haploide. După copulare și fertilizare, carapacea din jurul pungii incubatoare se îngroașă și cuprinde ouăle de rezistență, formînd efipii. O specie arctică de *Daphnia* (*D. middendorffiana*) poate produce efipii prin reproducere partenogenetică (Wetzel, 2001). Odată ce condițiile de mediu redevin favorabile, din efipii vor ecloza întotdeauna femele partenogenetice. Masculii sunt mai mici ca dimensiuni și diferă morfologic de femelele partenogenetice (au antenule mai groase iar prima pereche de picioare este modificată pentru copulație). Reproducerea sexuată la cladocere poate fi indusă de o complexitate de factori, cum ar fi: scăderea temperaturii, modificarea ciclului circadian, scăderea disponibilității hranei sau suprapopularea. Mai mult, anumiți produși chimici eliberați de către pești pot induce producerea de ouă de rezistență la femelele partenogenetice de *Daphnia magna* (Wetzel, 2001). Deși modelul tipic pentru ciclul de viață al cladocerelor este considerat cel ce cuprinde reproducerea partenogenetică vara și reproducerea gamogenetică toamna, s-au descris multe excepții: de exemplu unele populații de dafnii sunt obligat partenogenetice și nu produc masculi deloc.

Variațiile sezoniere din cadrul ciclului de viață la cladocere depind de factorii de mediu. Astfel, ca un model general, populațiile perene dezvoltă densități minime în timpul iernii, în timp ce speciile estivale sunt aproape absente în anotimpul rece.

Ciclul de viață la **copepodele** planctonice are caracteristici constante la majoritatea speciilor, în ciuda diversității comportamentelor de reproducere și a perioadelor de reproducere. Unele forme se reproduc în tot timpul anului, altele doar scurt timp, în anumite perioade ale anului. Copulația are loc prin transferul de spermatofori pe partea ventrală a segmentului genital femel. Ouăle fecundate sunt purtate de femele într-unul sau în doi saci ovigeri. Numărul ouălor la copepodele ciclopoide variază mult, ajungând pînă la 72, însă nu s-a putut stabili o legătură clară între numărul acestora și variația factorilor de mediu. Totuși, ca un tipar general, numărul ouălor este mai mic vara, pentru ca să crească în anotimpul autumnal.

Disponibilitatea hranei influențează direct mărimea ponteii, iar temperatura determină rata de producere a ouălor și perioada de dezvoltare a acestora. Ciclul reproductiv nu e influențat aparent de variații ale ciclului zi-noapte. Din ouă eclozează larve de dimensiuni mici, numite nauplii, ce se dezvoltă ulterior prin năpîrlire, trecînd prin mai multe stadii larvare, șase în total. Urmează cinci faze de copepodit, care culminează cu apariția gonadelor, deci transformarea în adulți.

Dezvoltarea la populațiile de copepodele ciclopide poate fi întreruptă de o perioadă de diapauză, ce durează de la una la cîteva luni. Deși modelul general al apariției diapauzei este similar pentru copepodele ciclopide, există variații în ceea ce privește dezvoltarea ontogenetică și distribuția stadiilor de naupliu și copepodit în masa apei și sedimente. În timp ce la copepodele calanoide s-a descris formarea de ouă de rezistență ca modalitate tipică de a depăși condițiile neprielnice de mediu, la ciclopide studiile descriu doar faza de diapauză (Gyllström și Hansson, 2004), ce intervine de cele mai multe ori în stadiu de copepodit, sau în fază adultă, de femele, sau mai mult, în fază de femele fertilizate (Naess și Nilssen, 1991).

Ciclul de viață cel mai simplu al copepodelor ciclopide poate fi împărțit în două părți (Nilssen, 1978): o perioadă de creștere, urmată de o perioadă de creștere încetinită sau diapauză, datorată condițiilor neprielnice de mediu (fig. 7). În ecosistemele temperate s-au observat diferențe mari între caracteristicile ciclurilor de viață ale copepodelor ciclopide, comparativ cu bazinele arctice, alpine sau tropicale (Wetzel, 2001). Astfel, ca o regulă generală, în regiunea temperată, perioada de diapauză intervine în stadiul de copepodit IV și V. În lacuri eutrofe sau în bazine temporare, multe specii de copepode ciclopide rezistă pe perioada de diapauză în stadiu naupliar, ori în ultimele stadii de copepodit în anotimpul de iarnă. O mică proporție de copepode intră în diapauză ca stadiu de copepodit IV-V în sedimente (fig. 7).



Fig. 7 Tiparul general al ciclului de viață la copepodele ciclopide (după Nilssen, 1978)

Totuși, puterea de adaptare a copepodelor este mare și ciclul de viață la aceeași specie poate varia în funcție de diferitele habitate în care viețuiește. De exemplu, perioada reproductivă a copepodului planctonic *Cyclops scutifer* poate fi prelungită cu ajutorul unei „întârzieri” a dezvoltării ontogenetice, în special la stadiu de naupliu (Elgmork, 1985). Diferențele în ciclurile de viață au mers de la 1 an până la mai mulți, principalele cauze fiind variațiile temperaturii și disponibilitatea hranei (ce a înregistrat o relație inversă cu „întârzierea” amintită

mai sus). În contrast, atunci când temperatura este mare, presiunea exercitată de prădători mică, iar hrana este disponibilă în cantități mari – așa cum este cazul lacurilor hipereutrofe puțin adânci, stadiile naupliare pot fi foarte scurte, putându-se înregistra între 3 și 6 generații de ciclopidi pe an (Hansen și Jeppesen, 1992).

Studii realizate pe specia de copepod ciclopoid *Cyclops vicinus* (Hansen și Santer, 2003) arată că dezvoltarea ontogenetică a acestor organisme include o perioadă de diapauză ce începe vara devreme (Santer și Lampert, 1995), când stadiile 4 și 5 de copepodit încetează să se mai hrănească, acumulează lipide și se îngroapă în sedimente, unde supraviețuiesc și în condiții anoxice o perioadă lungă de timp. Toamna copepodii ies din sedimente sau rămân în diapauză pînă în primăvara următoare. În unele lacuri, populația este complet absentă din pelagialul apei în timpul diapauzei, în altele doar o parte a populației intră în diapauză. Un rezultat foarte interesant a fost obținut din analiza populației de *Cyclops vicinus* dintr-un lac hipereutrofic puțin adânc din centrul Danemarcei (Lacul Søbygård), unde au fost identificate strategii diferite ale ciclului de viață la aceeași populație (Hansen și Santer, 2003). O parte a populației se dezvoltă pînă la stadiul adult fără diapauză, avînd astfel posibilitatea să utilizeze la maximum resursa de hrană disponibilă vara. Altă parte a populației intră într-o fază de diapauză de aproximativ 10 luni, se îngroapă în sedimente în mai-iunie și termină diapauza în februarie-aprilie. O a treia parte a populației persistă în sedimente pe o perioadă mai lungă de timp, reprezentînd astfel o „rezervă” din care s-ar putea reface populația în cazul unor evenimente catastrofale. Rolul perioadei de diapauză în cazul populației de *Cyclops vicinus* din Lacul Søbygård este evitarea competiției pentru hrană dintre copepodii și dafnii și de asemenea evitarea mortalității cauzate de pești. Factorul definitoriu în inducerea perioadei de diapauză la ciclopidi este considerat a fi variația în lungimea zilei (ciclul zi-noapte). Multe studii confirmă terminarea perioadei de diapauză toamna pentru

Cyclops vicinus. Totuși s-a raportat și începerea diapauzei toamna la această specie, într-un lac eutrof din Japonia (Kobari și Ban, 1998), ceea ce ridică un semn de întrebare în ceea ce privește factorul de inducere a diapauzei: creșterea duratei zilei. O situație deosebită a fost descrisă în ceea ce privește ciclul de viață a trei specii de copepode ce coexistă în Black Pond, Ontario, Canada (Carter, 1974). Astfel, *Cyclops bicuspidatus thomasi* a ieșit din diapauză în stadiu de copepodit IV la topirea gheții de pe lac și a parcurs un ciclu complet de dezvoltare până la stadiul de copepodit IV în 3-4 săptămâni, pentru a reintra în diapauză la sfârșitul primăverii. *Mesocyclops edax* a terminat perioada de diapauză tot în stadiu de copepodit IV puțin mai târziu primăvara și a parcurs patru cicluri de dezvoltare complete, reintrând în diapauză la mijlocul toamnei. Perioada de timp necesară parcurgerii unei generații a fost de o lună. Copepodul calanoid *Diaptomus reighardi* a eclozat din ouăle de rezistență la începutul lui mai și a produs patru generații complete, ultima dintre ele atingând maturitatea la începutul toamnei. Dezvoltarea generațiilor de primăvară și vară a necesitat o lună iar cea de toamnă o lună și jumătate. Creșterea temperaturii cauzată de scăderea nivelului apei a dus la accelerarea ratelor de dezvoltare la *M. edax* și *D. reighardi* (Carter, 1974).

2.5. Factorii abiotici și biotici cu influență asupra zooplanctonului

Densitățile populațiilor zooplanctonice variază nu doar sezonier dar și de la un an la altul, și sunt în ultimă instanță determinate de echilibrul dintre ratele de eclozare și mortalitate. Elucidarea factorilor ce afectează aceste rate și de asemenea diferențierea clară a importanței relative a acestor factori reprezintă o adevărată provocare (Gyllström și Hansson, 2004).

Factorii ce țin de mediul abiotic, cum ar fi temperatura, pH-ul sau cantitatea de oxigen dizolvat limitează distribuția și abundența organismelor zooplanctonice. În plus acționează și factorii biotici, ca hrana (calitatea și cantitatea ei), competiția intra- și interspecifică pentru resursele mediului etc. (fig. 8). Calitatea fitoplanctonului ca resursă de hrană este afectată de dimensiune, toxicitate și de cantitatea de elemente nutriționale importante cum ar fi carbonul, azotul, fosforul și acizii grași. Mai mult, prădarea exercitată de pești sau nevertebrate acvatică poate avea efecte directe sau indirecte asupra supraviețuirii indivizilor.

FACTORII ABIOTICI ce acționează asupra populațiilor zooplanctonice cu caracter mecanic, fizic sau chimic pot exercita o influență directă sau indirectă asupra comunităților zooplanctonice, condiționându-le modul de desfășurare a întregii lor activități, dezvoltarea sau chiar existența lor în ecosistemele lentiche (Rujinski, 1975).

Acțiunea factorilor abiotici asupra populațiilor zooplanctonice se poate manifesta în două moduri (Botnariuc, 1974). În primul rând, prin variații regulate, cu caracter periodic, precum alternanța zi–noapte, succesiunea anotimpurilor etc. Acești factori provoacă modificări privind repartitia temporală și spațială a zooplanctonului, compoziția cantitativă și calitativă a acestuia, declanșează și influențează procesele de migrație, determină schimbări morfologice și comportamentale ale indivizilor etc. Al doilea mod de control este prin variații neperiodice, precum viiturile puternice, vânturile etc., acești factori determinând perturbări bruște ale populațiilor, atât în ceea ce privește structura cantitativă și calitativă, cât și dinamica acestora.

Factorii geografici, climatici sau edafici includ diverși parametri cum ar fi: forma și mărimea cuvetei lacustre, suprafața bazinului, lungimea liniei malurilor, adâncimea, înclinația malurilor (panta), regimul hidrologic, regimul termic, mișcările apei (valuri, curenți), sedimentele etc. **Geomorfologia**

bazinului lacustru controlează modul de circulație al apei în bazin, intrările și ieșirile de nutrienți în sistem, dar și rata lor de reciclare, având astfel consecințe asupra cantității de gaze dizolvate și în final asupra distribuției organismelor (Wetzel, 2001).

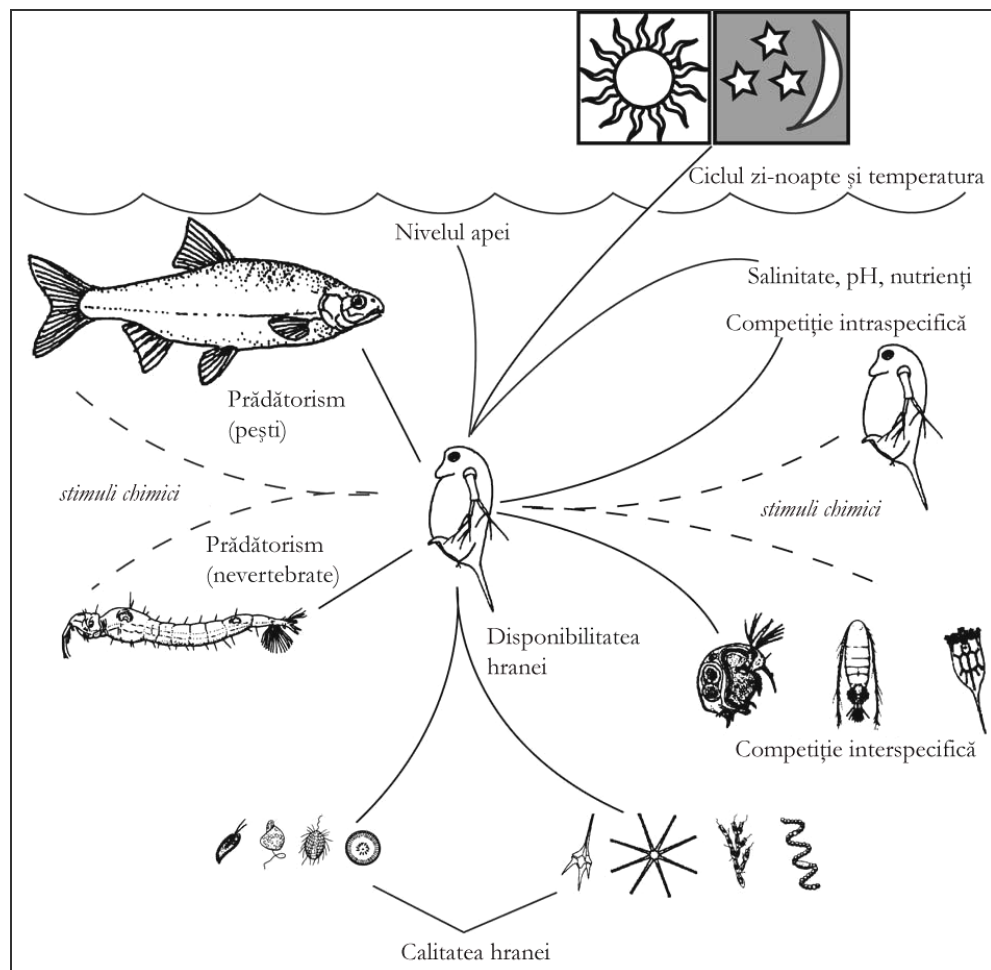


Fig. 8 Factorii generali ce influențează creșterea, reproducerea și mortalitatea zooplantonului (modificat din Brönmark și Hansson, 1998)

Regimul hidrologic al lacurilor depinde de zona geografică, de cantitatea de precipitații din zonă, de condițiile climatice locale, de gradul de acoperire cu vegetație a bazinului de alimentare, de forma și adâncimea cuvetei

lacustre etc. **Mișcările apei** influențează caracteristicile fizice, chimice și biologice ale apei. Ele pot avea caracter ondulator (valuri), de curenți (orizontali sau verticali) sau caracter haotic, turbulent. Valurile amestecă masele de apă, măbind concentrația oxigenului dizolvat. În același timp, ridică mîlul depus pe fundul apelor, provoacă mărirea turbidității și ridicarea în paturile superioare a produșilor rezultați din descompunerea sedimentelor. **Regimul termic** al lacurilor este condiționat de așezarea lor geografică, clima regiunii, altitudine, aport alohton de ape și de substratul cuvetei lacustre. În zonele temperate, datorită variațiilor termice, în apa lacurilor apare o adevărată circulație sezonieră cu efecte asupra caracteristicilor fizice și chimice ale apei și asupra biocenozelor din aceste ecosisteme, ce cuprinde patru etape distincte: circulația de primăvară și toamnă, cînd masele de apă sunt amestecate; stratificarea directă sau stagnația estivală, cînd temperatura scade de la suprafață spre adîncime, putîndu-se vorbi de epi-, meta- și hipolimnion în coloana de apă și în fine stagnația de iarnă cu o stratificare termică inversă: temperatura crește de la suprafață spre adînc.

Vîntul poate constitui un factor ecologic de mare însemnătate în distribuția zooplanctonului în ecosistemele acvatice. Prin acțiunea sa directă, el modifică repartiția organismelor în masa apei. Vînturile puternice, odată cu amestecarea masei de apă din lacuri omogenizează și populațiile de zooplancton, astfel că acestea, pentru o scurtă perioadă de timp, prezintă o dispersie relativ omogenă în masa apei, contrar situației de acalmie cînd majoritatea organismelor de zooplancton sunt grupate în orizonturile mai adînci. După perioade cu vînt puternic, în zona litorală a lacurilor, opusă direcției vîntului, densitatea numerică a zooplanctonului crește semnificativ. Vîntul poate influența și indirect dezvoltarea zooplanctonului fie provocînd modificarea temperaturii aerului și a apei, fie aducînd spre suprafață săruri

biogene, favorizînd în acest fel dezvoltarea fitoplanctonului, deci mărin­d cantitatea de hrană pentru zooplanctonul erbivor (K.W. Battes și colab., 2003).

Temperatura apei are rol determinant în răspîndirea pe verticală a zooplanctonului. Vara, cînd temperatura apei la suprafața lacurilor depășește 24°C, în pătura superficială pînă la adîncimea de 4m se găsesc foarte puține crustacee, acestea migrează spre profunzime, se aglomerează în orizonturile de adîncime, unde temperatura este mai scăzută, de unde revin la suprafață în amurg.

Termica apei determină și structura pe vîrste și sexe a populațiilor de crustacee planctonice, în special a cladocerelor. Astfel, iarna cînd temperatura apei lacurilor ajunge la 4 – 5°C, cladocerele planctonice sunt puține și apar numai în stadiul de adulți, în timp ce copepodele, deși puține sunt reprezentate atît prin adulți cît și prin juvenili, fiind prezente ambele sexe. Acest lucru se datorează faptului că unele copepode precum *Acanthocyclops vernalis* sau *Macro­cyclops albidus* sunt policiclice, una din generații apărînd în timpul iernii. Primavara, odată cu creșterea temperaturii la 15°C, cladocerele încep să se înmulțească partenogenetic și populațiile lor devin numeroase.

Variațiile termice ale apei determină și modificări ale morfologiei corpului, adică fenomenul de ciclomorfoză, observat la multe crustacee dar și la unii rotiferi.

Din punct de vedere al rezistenței la variația factorului termic, speciile zooplanctonice pot fi: specii euriterme, care apar în plancton tot timpul anului și suportă variații termice mari, cuprinse între 0 și 24°C (de exemplu specii de cladocere precum *Daphnia hyalina*, *Daphnia cucullata*, *Bosmina longirostris*, *Leydigia leydigi*, unele copepode precum *Cyclops vicinus*, *Macro­cyclops albidus*, *Acanthocyclops vernalis*); specii stenoterme termofile, care apar numai în perioada caldă a anului (cladocerul *Diaphanosoma brachyurum*, copepodul *Eucyclops serrulatus* sau rotiferele *Brachionus diversicornis*, *Polyarthra vulgaris*); specii stenoterme criofile care trăiesc

cu precădere în perioada de iarnă și primăvara (copepodele din speciile *Mesocyclops dubowskii* și *Camtocamptus staphylinus* sau rotiferele *Synchaeta pectinata* sau *Polhyarthra dolicoptera*).

Lumina influențează organismele zooplanctonice prin variația intensității luminoase, prin alternanța lumină – întuneric și prin lungimea perioadei luminoase.

Creșterea intensității luminoase primăvara influențează direct dezvoltarea fitoplanctonului în ecosistemele acvatice, deci cantitatea de hrană aflată la dispoziția majorității speciilor de organisme fitofage.

Variațiile ritmice ale luminii produse de alternanța zi–noapte condiționează desfășurarea proceselor de migrație a zooplanctonului. Față de acest stimul organismele reacționează diferit în virtutea unei ritmicități fiziologice și comportamentale, înscrise în patrimoniul lor genetic și consolidat în decursul generațiilor.

În raport cu lumina, organismele zooplanctonice prezintă fototactism negativ sau pozitiv. Majoritatea cladocerelor (*Daphnia hyalina*, *Diaphanosoma brachiurum*, *Leydigia leydigi*) și a ciclopidelor adulte manifestă fototactism negativ pronunțat, în timp ce alte specii precum *Alona affinis* sau *Eucyclops serulatus* prezintă fototactism pozitiv. Lungimea perioadei luminoase influențează cu precădere reproducerea zooplanctonului. Când lungimea perioadei luminoase depășește 13 – 14 ore pe zi, cladocerele se înmulțesc rapid prin partenogeneză, iar în populație apar și numeroase exemplare tinere, pe lângă indivizii adulți. Scăderea perioadei de lumină sub 11 ore pe zi face ca ritmul partenogenezei să scadă treptat și în cele din urmă să se oprească. Exemplarele juvenile sunt tot mai rare în populație, apar masculii și în scurt timp femelele depun ouă de rezistență. Lumina influențează de asemenea perioada de timp necesară eliberării primelor ouă ca și numărul juvenilor nedezvoltați și a ouălor neviabile (Buikema, 1973).

Lumina poate acționa și indirect asupra zooplanctonului prin modificarea calității și cantității fitoplanctonului. Creșterea perioadei luminoase la 12 – 14 ore pe zi, în prima jumătate a lunii mai, determină o dezvoltare explozivă a fitoplanctonului care este urmată imediat de înmulțirea în masă a rotiferelor, apărând astfel primul maxim de dezvoltare a acestor organisme.

Lumina determină o creștere a ratei hrănirii la cladocere, fie direct, fie indirect prin comportamentul de agregare al organismelor (Kairesalo și Penttilä, 1990). Butorina, 1986 sugerează că în cazul cladocerului *Polyphemus pediculus* se poate vorbi de cîrduri cu rol de „grupuri de hrănire”, ratele de consum fiind mai mari în grupuri mai mari.

Chimismul apei lacurilor influențează profund viața organismelor acvatic. Mineralizarea apelor este determinată de cantitatea de săruri dizolvate, reprezentate predominant de carbonați în apele dulci și de sulfați și cloruri în apele salmastre și sărate. **Oxigenul dizolvat** reprezintă un factor ecologic indispensabil pentru existența organismelor acvatic. Totuși, influența acestui factor asupra comunităților de zooplancton este mult discutată în literatura de specialitate, limitele de toleranță pentru oxigenul dizolvat stabilite de diverși autori pentru aceleași specii diferind mult între ele (Negrea, 1971). Acest lucru dovedește faptul că oxigenul, asemeni celorlalți factori ecologici, nu acționează separat asupra organismelor acvatic, ci în strînsă corelație cu ceilalți parametri. **Reacția ionică a apei (pH-ul)** poate influența dezvoltarea organismelor zooplanctonice în ecosistemele acvatic. Majoritatea speciilor de zooplancton sunt neutrofile sau slab alcalinofile, rezistînd la variații strînse ale pH-ului. Există însă și specii de ciclopide care pot suporta variații foarte largi ale reacției ionice (Damian-Georgescu, 1963). **Substanțele organice** dizolvate sau în suspensie în apă pot acționa asupra zooplanctonului în mod direct sau indirect. Influența directă se manifestă prin faptul că majoritatea rotiferelor și cladocercilor se dezvoltă abundant în ape ce conțin substanțe organice. Așa

sunt specii de *Asplanchna priodonta*, *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus* care realizează o biomasă deosebit de bogată în ape încărcate cu substanțe organice.

Substanțele organice din apă acționează și în mod indirect asupra organismelor zooplanctonice în sensul că în ape încărcate cu cantități mari de substanțe organice se dezvoltă populații algale specifice apelor cu un grad ridicat de troficitate precum *Scenedesmus quadricauda*, *Hyaloraphidium contortum*, pe seama cărora are loc o creștere puternică a biomasei zooplanctonice. **Sărurile minerale** dizolvate influențează în general indirect comunitățile zooplanctonice: o anumită concentrație din apă a sărurilor minerale reglează dezvoltarea fitoplanctonului - suportul nutritiv al zooplanctonului algivor (Rujinski, 1978). Organismele zooplanctonice prezintă în general largi valențe față de gradul de mineralizare al apei, nefiind afectate de concentrații ridicate de minerale (calciu, magneziu). Pe de altă parte, unele specii de rotifere întâlnite frecvent în lacurile de baraj de pe Bistrița (*Keratella cochlearis*, *Polarthra vulgaris*) populează și biotopi cu caracteristici salmastre, întâlnindu-se de asemenea și în Marea Neagră (Rudescu, 1960). **Transparența lacurilor** este dependentă de concentrația substanțelor minerale și organice din apă, de cantitatea de suspensii, de densitatea organismelor planctonice etc.

Toți acești factori abiotici nu au o acțiune singulară asupra comunităților zooplanctonice din ecosistemele lentic, ci, dimpotrivă, asupra organismelor acționează un complex de factori.

În cadrul ecosistemelor acvatice de tip lentic, organismele zooplanctonice participă activ la desfășurarea proceselor funcționale, aflându-se într-o strânsă conexiune cu indivizii propriei specii sau cu indivizii celorlalte specii ce compun comunitatea zooplanctonică. Astfel, în termenul general de **FACTORI BIOTICI** se includ relații intraspecifice și relații interspecifice,

ambele forme de manifestare a acestor legături biotice fiind caracterizate printr-o deosebită complexitate și diversitate.

Relațiile intraspecifice reprezintă raporturile stabilite la nivel populațional, de aceea analiza lor se efectuează prin prisma rolului pe care îl au organismele individuale în funcționarea sistemului din care fac parte. Potrivit concepției sistemice, după conținutul lor, relațiile intraspecifice sunt de două categorii: relații ce decurg din desfășurarea programelor „pentru sine” și relații intraspecifice ce decurg din desfășurarea programelor „superioare” (Botnariuc, 1999). Cele două categorii de relații intraspecifice se află într-o permanentă interacțiune, iar separarea lor, mai mult sau mai puțin forțată, se bazează pe faptul că în anumite împrejurări, una din aceste forme devine predominantă în raport cu cealaltă. Relațiile ce decurg din programele “pentru sine” se stabilesc din necesitatea de supraviețuire a indivizilor în condițiile concrete ale mediului. În special în perioada caldă a anului, organismele zooplanctonice (mai ales microcrustaceele) formează adevărate **cîrduri**. Aceste agregări ale indivizilor din aceeași specie sunt cauzate în principal de necesitatea de apărare. Prin formarea grupurilor, repartiția în plancton a acestor organisme devine discontinuă, diminuându-se astfel șansele consumatorilor de a intercepta prada. După unii autori, formarea cîrdurilor s-ar datora necesităților legate de nutriție, viața în grup ușurînd acțiunile de căutare a hranei (Negrea, 1971). Alte forme de relații intraspecifice ce decurg din desfășurarea programelor „pentru sine” sunt concurența intraspecifică și suprapopularea mediului. **Competiția intraspecifică** poate avea efecte majore asupra populațiilor, așa cum este de exemplu cazul dafniidelor din perioada de limpezire a apei (așa-numita „*clear water phase*”), la care această competiție devine atît de puternică încît duce la colaps populațional (Lampert și Sommer, 2007). Un studiu realizat pe nouă specii de *Daphnia* (Burns, 2000) a evidențiat efectele **suprapopulării** la aceste specii: densități ce au depășit 85 de indivizi per litru au dus la scăderea ratei de

creștere, la micșorarea dimensiunii individuale și a numărului de ouă la prima reproducere la speciile de *Daphnia* de dimensiuni mici (cu lungimi de până la 1,8 mm), în timp ce aceste efecte nu s-au evidențiat la speciile mari. Substanțele chimice eliberate în mediu de *Daphnia magna* ce a depășit capacitatea de suport a mediului au dus la reduceri în lungimea spinei caudale și la modificări morfologice a carapacei la speciile *D. lumholtzi*, *D. cucullata* și *D. ambigua* (fig. 9). Aceste substanțe chimice eliberate de conspecifici din medii suprapopulate pot reprezenta un mecanism adițional, dependent de densitate, al reglării mărimii populației care să avantajeze speciile de *Daphnia* de talie mare atunci când acestea coexistă și intră în competiție cu alte specii mai mici cu densități populaționale mari.



Fig. 9 Femele de *Daphnia lumholtzi* ale căror creșteri au fost (stînga) sau nu (dreapta) condiționate de densități mari de *Daphnia magna* (bara din dreapta jos reprezintă 0,5 mm) (din Burns, 2000)

Relațiile rezultate din programele „superioare” sunt determinate de funcțiile indivizilor în viața populației respective, care nu pot fi îndeplinite de organisme izolate. Aceste funcții, ce se referă la **reproducere, reglarea densității populației** etc., rareori se pot separa. În condiții naturale, funcțiile se întrepătrund, se intercondiționează, corelîndu-se reciproc. Astfel de relații pot afecta cele mai diferite trăsături morfologice, fiziologice sau comportamentale ale indivizilor (Rujinski, 1975). Un exemplu privind o astfel de modificare morfologică, întâlnită doar la masculii ciclopidelor, constă în

dezvoltarea excesivă a musculaturii din regiunea mijlocie a antenulei, determinând crearea unui aspect geniculat al acesteia. Astfel transformată, antenula diminuează posibilitățile de deplasare a indivizilor, servind însă la menținerea femelei în timpul copulației, deci intereselor „superioare” de perpetuare a speciei. O altă formă de manifestare a relațiilor intraspecifice apare în urma împerecherii și constă în așa-numita grijă a părinților față de urmași. De exemplu, la cladocere, plasarea efițiilor în zone liniștite ale biotopului profundal, ce prezintă siguranță, reprezintă o formă pasivă a grijii față de generația viitoare.

Relațiile interspecifice cuprind forme de manifestare foarte diverse și abordarea lor trebuie făcută prin prisma rolului lor în desfășurarea principalelor funcții ale comunității zooplanctonice. **R e l a ț i i l e t r o f i c e** se concretizează în mod necesar prin lanțuri și rețele trofice, esența acestor legături constând în faptul că fiecare specie reprezintă o verigă în mecanismul de circulație și transformare a substanțelor și energiei în ecosistem (Rujinski, 1975). Prin poziția lor de consumatori, organismele zooplanctonice au un rol determinant în circuitul materiei și energiei în ecosistemele acvatice. Ele asigură transferul de substanțe și energie de la producătorii primari (fitoplancton), către consumatorii de ordin superior, intrând în lanțuri trofice scurte de genul alge - zooplancton - pești, asigurând astfel transferul substanței organice cu eficiență maximă (fig. 10). Totuși, în bazinele acvatice rețelele trofice sunt foarte complexe și de puține ori iau această formă liniară (Ravera, 1996). De exemplu, zooplanctonul de talie mică reprezintă hrana favorită a larvelor de *Chaoborus*, care sunt la rândul lor preferate de pești.

În ecosistemele acvatice, organismele zooplanctonice filtratoare sunt principalii consumatori de detritus vegetal și animal aflat în suspensie în masa apei și pe fundul bazinelor, transformând direct materia organică moartă în biomasă pentru veriga trofică superioară, scurtând astfel lanțurile trofice și

accelerînd circuitul materiei în ecosisteme. Unele specii precum cladocerele *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *Leydigia leydigi* se hrănesc atît cu alge cît și cu detritus. Aceste organisme aparțin astfel la două lanțuri trofice diferite și constituie puncte nodale în formarea unor rețele trofice complexe. Speciile detritivore de zooplancton împreună cu organismele bacteriene împiedică aglomerarea pe fundul bazinelor acvatice a resturilor organice vegetale și animale, contribuind astfel la menținerea calității apei în ecosistemele acvatice.

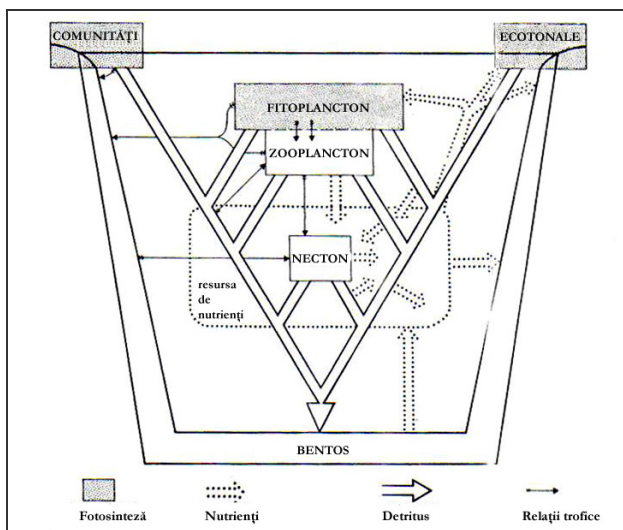


Fig. 10 Reprezentare diagramatică a inter-relațiilor stabilite între compartimentele cele mai importante ale unui ecosistem acvatic lentic (după Barnes, 1980)

Competiția interspecifică este definită ca interacțiunea dintre populațiile/speciile ce utilizează resurse similare (Lampert și Sommer, 2007) și poate duce la o excludere totală a uneia dintre ele. Este bine documentată de exemplu competiția dintre rotifere și cladocere, rotiferele neajungînd niciodată la abundențe mari în prezența cladocerelor de talie mare, ce pot limita dezvoltarea rotiferelor fie direct, fie indirect (Dawidowicz și Pijanowska, 1991).

Prădătorismul exercitat de zooplanctonul erbivor poartă denumirea de „grazing” și se referă la interacțiunile în care algele și bacteriile formează

organismele-pradă. Indivizii de zooplancton pot ingera hrana fie prin fagocitoză (ca în cazul protozoarelor), filtrare (majoritatea cladocelor și rotifere) sau capturare activă (copepode). Majoritatea organismelor definite în mod tradițional drept „erbivore” sunt de fapt omnivore, deoarece consumă și protozoare sau bacterii dacă au aceleași dimensiuni ca algele. Acest mod de hrănire omnivor este facilitat în ecosistemele acvatice (spre deosebire de mediul terestru) de faptul că biomasa vegetală și animală diferă puțin în ceea ce privește conținutul lor proteic, raportul C:N și conținutul de polimeri structurali (Lampert și Sommer, 2007).

Sucesiunea sezonieră a fitoplanctonului este controlată de zooplanctonul erbivor (prin biomasă, dimensiune etc.), alături de disponibilitatea nutrienților (în special N și P) și procentul de alge „comestibile” din comunitate. Impacturi mici din partea zooplanctonului erbivor ar putea fi cauzate de impacturi anterioare mult mai intense, ce au determinat dominața speciilor fitoplanctonice rezistente la prădare (Vanni și Tempte, 1990).

Studii recente au demonstrat că microcrustaceele planctonice au capacitatea de a selecta hrana pe care o consumă. Implicațiile acestei trăsături sunt foarte importante, atât din punct de vedere al eficienței ingerării de hrană, dar și din punctul de vedere al reglării populațiilor-pradă. În cazul crustaceelor filtratoare, dimensiunile particulelor de hrană ce pot fi extrase din masa apei depinde de morfologia setelor aflate pe apendici, de caracteristicile fizice ale suprafețelor filtratoare și a particulelor și, în final, de mișcărilor executate de organism, ce favorizează concentrarea particulelor spre sete. De exemplu, la copepodele erbivore, apendicii funcționează ca niște lopeți ce antrenează particulele nutritive pentru a le concentra (Brendelberger și colab., 1986). La anumite concentrații de hrană, eficiența filtrării depinde de dimensiunile

particulelor de hrană. De obicei, ratele de filtrare cresc odată cu sporirea lungimii corpului și cu creșterea temperaturii (Peters și Downing, 1984).

Sunt multe studii ce susțin selectivitatea hrănirii în funcție de dimensiunea prăzii dar și a prădătorului: la erbivorii de talie mică (rotifere, *Bosmina*, nauplii) mai mult de 90% din hrană este formată din nanoplancton (1 - 20 μm) (Ross și Munawar, 1981). Pe de altă parte, s-a dovedit că speciile zooplanctonice de talie mare au un spectru mai larg al dimensiunii prăzii, fenomen descris foarte bine la cladocere (fig. 11) (Gliwicz, 1990). Distribuția pe clase de dimensiune a fitoplanctonului este determinată de dominanța algelor mici aflate în competiție pentru resurse în cazul prezenței cladocelor mari (un exemplu ar fi lacurile oligotrofe) și, dimpotrivă, de dominanța algelor mari care nu sunt consumate de cladocerele de talie mică (așa cum se întâmplă în lacurile eutrofe). În al doilea caz, presiunea prădătorilor de talie mică este prea scăzută pentru a permite egalizarea ratelor reproductive (Gliwicz, 1990).

Un aspect interesant îl reprezintă faptul că ingestia de alge de către crustaceele filtratoare nu se continuă neaparat cu utilizarea și asimilarea lor de către prădători. În unele cazuri, algele cu pereți celulari duri sau cu scuturi gelationase, pot trece prin sistemul digestiv al organismelor zooplanctonice și pot rămâne viabile (Porter, 1975). Sporirea ratelor de creștere la unele alge după trecerea prin sistemul digestiv al organismelor zooplanctonice ar putea fi rezultatul absorbției de nutrienți, cum ar fi fosforul, rezultați din degradarea și digestia altor alge. Fenomenul de selectivitate al hranei la crustaceele zooplanctonice poate duce la dispariția unor specii-pradă din comunitatea planctonică, sau la reducerea abundențelor anumitor populații algale, ceea ce modifică procesul de competiție pentru anumite resurse. Pe de altă parte, hrănirea organismelor zooplanctonice cu o anumită specie algală poate avea drept rezultat o creștere a producției primare a speciei respective, prin

inducerea selectării de forme (genotipuri) cu creștere rapidă și prin sporirea rezervelor de nutrienți (Crumpton și Wetzel, 1982).

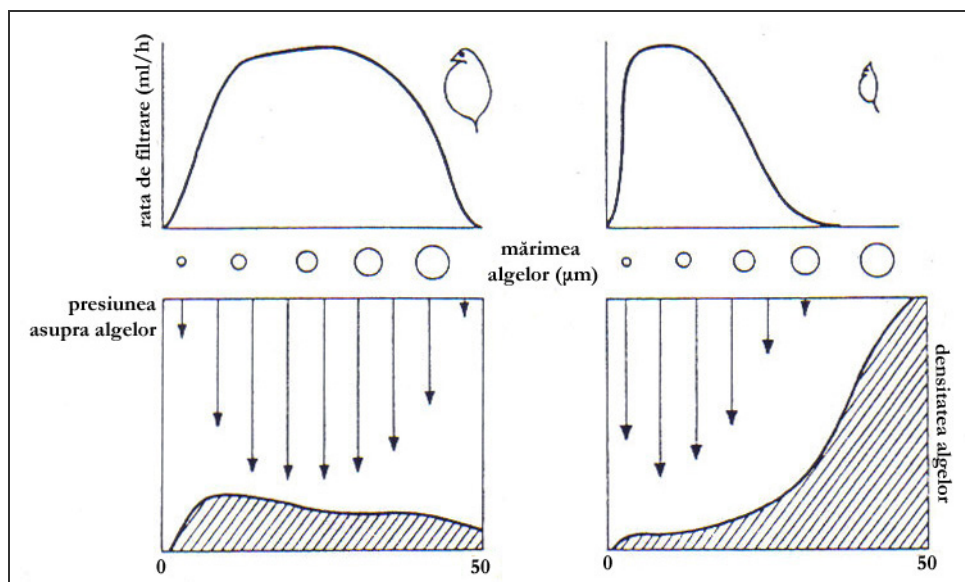


Fig. 11 Spectrul de dimensiune la hrana dafniidelor de talie mare (stînga) și de talie mică (dreapta) (zona hașurată reprezintă densitățile algelor de diverse dimensiuni) (după Dawidowicz și Gliwicz, 1987)

Spre deosebire de organismele filtratoare, care selectează hrana în primul rînd pe baza dimensiunilor, organismele ce se hrănesc activ, așa cum este cazul copepodelor, sunt capabile să-și selecteze hrana pe baza calităților chimice („gust”), putînd chiar să distingă între celulele algale moarte și cele vii (De Mott, 1986).

Calitatea hranei ingerate de microcrustaceele zooplanctonice este un aspect foarte important. Procesele metabolice necesită în principal energie, pe cînd pentru creștere individuală sunt necesare unele substanțe esențiale, cum ar fi anumite minerale. De exemplu, algele cu o rată de creștere scăzută rezultată din disponibilitatea scăzută a fosforului, vor conține mai puțin fosfor și deci vor reprezenta o hrană de calitate inferioară pentru cladocere. Algele cu rate

mici de creștere au același conținut în carbon per unitate de volum cu algele ce au rate ridicate de creștere, astfel că ambele sunt o sursă bună de energie. Dar erbivorele cu cerințe nutriționale mari în fosfor (ca *Daphnia*) sunt influențate de cantitățile de minerale din hrana ingerată. Mai mult, pentru că bacteriile sunt o sursă esențială de fosfor, ele reprezintă o importantă rezervă de hrană pentru crustaceele erbivore. Fig. 12 prezintă un model teoretic al variațiilor ratei de creștere la populațiile de zooplancton în condițiile hranei de diferite calități. Calitatea hranei este măsurată ca diferența dintre creșterea în condițiile unei hrane standard și creșterea pe baza unui alt tip de hrană la o anumită cantitate de hrană (Sterner și Schulz, 1998). Se observă din figură că în cazul tipului 2 de hrană suboptimală, populația poate compensa valoarea nutrițională slabă și poate atinge creșterea populațională maximă, ceea ce este imposibil în cazul tipului 3 de hrană. În studii experimentale, forma curbelor din fig. 12 poate varia foarte mult: de exemplu la *Daphnia* curba nu se plafonează, ci continuă să crească puțin câte puțin odată cu niveluri tot mai mari de hrană (Lampert, 1977).

Prădătorismul exercitat asupra zooplanctonului influențează semnificativ succesiunea și succesul competitiv al populațiilor zooplanctonice; prădătorismul poate fi exercitat de peștii zooplanctonofagi sau de nevertebrate acvatice, fie bentonice, fie chiar planctonice. În cazul peștilor-prădători, este evidentă favorizarea speciilor zooplanctonice de talie mai mică, deoarece peștii tind să consume cea mai mare pradă posibilă, datorită eficiențelor energetice crescute. Relația dintre selectarea hranei pe baza dimensiunilor și eficiența prădării a fost demonstrată de exemplu la specia *Lepomis macrochirus*, specie ce habitează multe bazine acvatice din zonele temperate (Werner, 1974). Ratele de creștere au sporit semnificativ odată cu creșterea taliei prăzii ingerate. Astfel, selectivitatea prăzii este relaționată cu perioada de timp alocată pentru prinderea prăzii și pentru ingerarea propriu-zisă a ei.

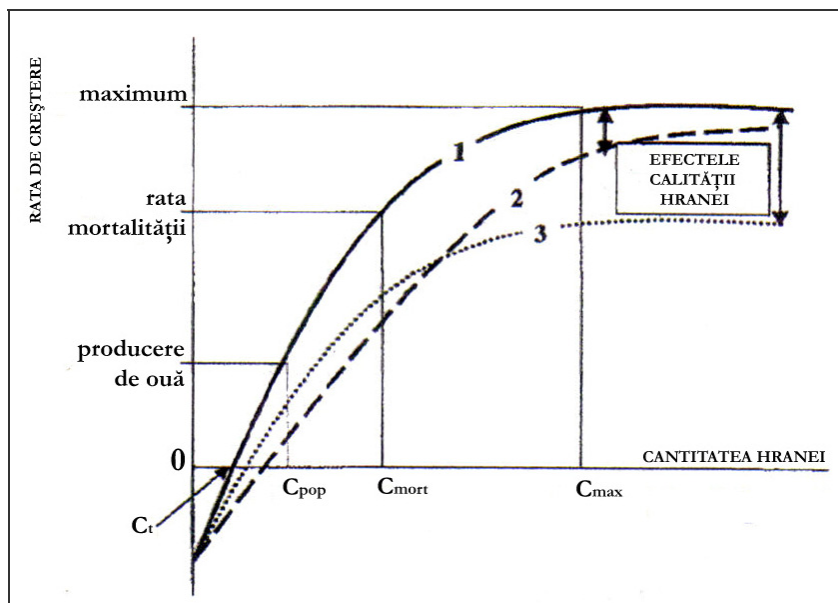


Fig. 12 Relația teoretică dintre cantitatea de hrană (în unități de carbon) și rata de creștere la zooplankton (unități de carbon câștigate per individ într-o anumită perioadă) la trei tipuri diferite de hrană: tipul 1 (linia continuă) este hrana standard sau „ideală”; tipul 2 (linia întreruptă) și tipul 3 (linia punctată) sunt tipuri de hrană suboptimale (C se referă la concentrația de hrană; C_t – pragul concentrației de hrană la care rata de creștere este exact zero; C_{pop} – pragul populațional al concentrației de hrană la care producerea de ouă devine posibilă; C_{mort} – concentrația de hrană necesară să egalizeze creșterile cu pierderile prin mortalitate; C_{max} – cea mai mică concentrație de hrană ce poate susține creșterea populațională maximă posibilă)
(din Sterner și Schulz, 1998)

În cazul abundențelor scăzute ale populațiilor-pradă, atunci când timpul de căutare este lung, peștii se hrănesc cu organisme de diferite mărimi. Atunci când abundența prăzii crește și timpul de căutare scade, speciile-pradă de talie mică sunt din ce în ce mai puțin consumate, sau chiar ocolite. Galbraith (1966) oferă un alt exemplu asupra selectivității prăzii la pești și consecințele acestui lucru asupra succesiunii la populațiile-pradă. El a observat că într-o perioadă de 4 ani după introducerea peștilor planctonofagi într-un lac din Michigan, lungimea indivizilor de *Daphnia pulex* a scăzut de la 3 mm la mai puțin de 1,5 mm. Avînd în vedere că la această specie indivizii se pot reproduce doar după

ce depășesc lungimea de 1,5 mm, *D. pulex* a fost înlocuită de cladocere mai mici ca *D. galeata*, *D. retrocurva* sau *Bosmina*.

Un model simplificat al influenței prădătorilor asupra dimensiunilor zooplanctonului este prezentat în figura 13. Astfel, ca o regulă generală, peștii zooplanctonofagi consumă de obicei prada mai mare și cea mai ușor de capturat. Cu toate acestea, peștii pot deveni specialiști: Brooks (1968) descrie dieta speciilor de coregonide ca fiind compusă în cea mai mare parte din indivizi de *Daphnia*, în ciuda faptului că și alte specii de copepode erau prezente în densități mari în mediu, o explicație plauzibilă putând fi capacitatea de învățare a peștilor în ceea ce privește prada cea mai ușor de capturat.

De asemenea, Barnhisel (1991) a demonstrat că presiunea de prădare asupra unor specii depinde și de dimensiunea prădătorilor. Peștii juvenili de dimensiuni mici nu pot consuma cladocerul *Bythotrephes cederstroemi*, care prezintă un spin lung de aproximativ 10 mm (de 5 ori mai mare decât lungimea corpului), în timp ce peștii de dimensiuni mari (*Alosa*) sunt mai eficienți în găsirea și consumarea acestui cladocer decât limnologii, care au raportat densități mai mici în pelagialul lacului comparativ cu stomacurile de pește.

Prădătorismul exercitat de pești conduce la o evoluție și diversificare a tiparelor de alocare a energiei pentru creștere și reproducere la organisme-pradă, ce influențează dimensiunile la prima reproducere („*size at first reproduction*”). Acest fenomen a fost descris pentru *Daphnia magna* (Lampert, 1994), observându-se că dimensiunea dafniilor la prima reproducere în condițiile unei presiuni de prădare ridicate din partea peștilor a fost mai mică, pentru a permite cel puțin o reproducere pînă cînd probabilitatea de a fi capturate devine prea mare.

În ceea ce privește organismele prădătoare nevertebrate, efectul acestora asupra populațiilor este diferit comparativ cu peștii zooplanctonofagi, deoarece modul de detectare al prăzii este diferit: cele mai multe specii folosesc

receptarea pe cale chimică sau mecanică. De asemenea, selectarea hranei se face în conformitate cu dimensiunile individuale ale prădătorilor, singurul prădător ce reușește să prindă pradă mai mare decât lungimea sa este larva coleopterului *Dytiscus* pentru că se folosește de injectarea substanțelor otrăvitoare (Lampert și Sommer, 2007).

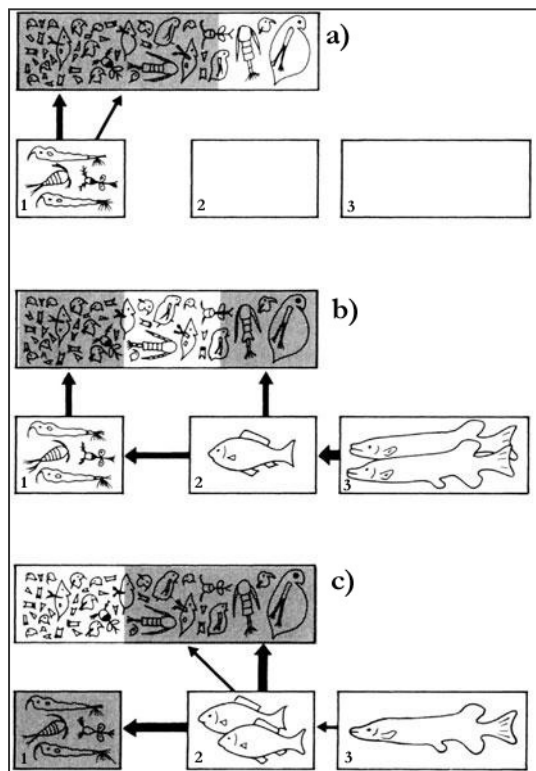


Fig. 13 Efectele diferitelor categorii de organisme prădătoare nevertebrate și vertebrate, asupra structurii pe dimensiuni a comunității zooplanctonice; **1** – zooplancton prădător; **2** – pești zooplanctonofagi; **3** – pești răpitori; **a)** - nu există pești zooplanctonofagi iar zooplanctonul este de dimensiuni mari; **b)** - populație mare de pești răpitori, puțini pești zooplanctonofagi, plancton de dimensiuni medii; **c)** - puțini pești răpitori, mulți pești zooplanctonofagi, zooplancton mic (zona gri arată densități scăzute la zooplancton) (după Lampert, 1987)

Dintre prădătorii din comunitatea de zooplancton amintim rotiferul *Asplanchna*, speciile de cladocere din genurile *Leptodora*, *Bythotrephes* și *Polyphemus* și multe specii de ciclopid, care odată cu dezvoltarea ontogenetică de la stadiul IV la stadiul V de copepodit își completează dieta pe bază de alge cu nauplii, copepodiți mai mici, cladocere, chiar alevini de pește.

Relațiile dintre grupele principale de zooplancton din bazinele acvatice, rotifere, cladocere și copepode, sunt influențate în primul rând de competiția

pentru aceleași resurse de hrană (fitoplancton în cazul rotiferelor și a cladocerelor filtratoare) dar și de modelul variabil de hrănire al copepodelor, atât ierbivor cât și carnivor. Cele mai multe specii de copepode, în special în ultimele stadii de dezvoltare (copepodiți IV/V și adulți) sunt prădători eficienți, hrănindu-se cu protozoare, rotifere sau cladocere mici, însă algele pot reprezenta o parte importantă din dieta lor (Santer, 1993). Copepodele ciclopidice pot ataca, captura și ingera organisme-pradă de câteva ori mai mari decât lungimea corpului lor (Williamson, 1983). Strickler (1977) descrie modul de găsimire a prăzii de către copepode, prin detectarea urmelor de microturbulență lăsate de organismele-hrană.

Larvele macronevertebratului bentonic *Chaoborus* reprezintă prădători vorace ce se hrănesc cu alge și zooplancton în genuri de talie mică (rotifere, nauplii și cladocere mici). Impactul poate fi important în cazul cladocerelor de dimensiuni reduse și poate schimba balanța comunităților de cladocere zooplanctonice în favoarea speciilor de talie mare (Lynch, 1979). Totuși există cazuri în care larvele de *Chaoborus* au preferat indivizii de dimensiune medie de *Daphnia*, probabil datorită menținerii eficienței ratei de întâlnire a prăzii și a eficienței de atac (Riessen, 1994).

În studiile limnologice relativ recente au apărut câteva teorii și concepte legate de aspectele relațiilor trofice dintre componentele biocenozei zooplanctonice. Astfel, *ipoteza eficienței dimensiunilor individuale* („*size efficiency hypothesis*”) (Brooks și Dodson, 1965) este o încercare de a explica relația invers proporțională dintre abundențele zooplanctonului erbivor de talie mică și de talie mare din lacuri. Conform acestei ipoteze, zooplanctonul de talie mai mare are o eficiență de filtrare mai mare, pentru că poate ingera și particule de dimensiuni ridicate. Astfel, eficiența mai mare de hrănire duce la cerințe metabolice mai mici per unitate de masă, permițând investirea unei cantități mai mari de energie în producția de ouă. De aceea, atunci când presiunea de prădare

din partea peștilor este mică, erbivorele zooplanctonice de dimensiuni reduse vor fi eliminate prin competiție cu zooplanctonul de talie mare. Atunci când prădătorismul exercitat de pești este semnificativ, procesul de selectivitate a hranei va duce la eliminarea formelor zooplanctonice mari, permițând astfel formelor mici să devină dominante. Când fenomenul de prădătorism are intensitate moderată, speciile de zooplancton de talie mare sunt în general menținute în abundențe reduse, ce permit coexistența cu competitori de dimensiuni mai mici.

Deși mult contestată, această teorie a pus la dispoziție instrumentele experimentale pentru testarea conceptelor de control „*top-down*” și „*bottom-up*” și cel de cascadă trofică. *Cascadele trofice* (concept introdus de Paine în 1980) se referă la procesele de prădătorism exercitate de peștii zooplanctonofagi și/sau de nevertebrate, ce afectează structura comunităților zooplanctonice și eficiența ei în hrănirea cu fitoplancton. Practic conceptul se referă la faptul că impactul semnificativ din partea peștilor zooplanctonofagi declanșează o cascadă de reacții ce culminează cu schimbarea compoziției fitoplanctonului. Totuși, o serie de contraargumente neagă veridicitatea acestei teorii, iar unul dintre ele se referă la multitudinea de mecanisme compensatorii (adaptative) ce apar aproape imediat după exercitarea presiunilor de prădătorism.

Conceptul controlului de sus în jos „*top-down*” și de jos în sus „*bottom-up*” pleacă de la ideea că zooplanctonul, ocupînd o poziție centrală în lanțurile trofice pelagice, este controlat atît de jos în sus (prin cantitatea și calitate hranei ce influențează fecunditatea indivizilor) dar și de sus în jos (prin prădătorism, ce are efecte asupra mortalității) (fig. 14). Astfel, organismele zooplanctonice trebuie să fie foarte eficiente în utilizarea resurselor de hrană, trebuie să fie buni competitori și să își desăvîrșească mecanisme de apărare atunci când presiunea prădătorilor este ridicată (Lampert, 1997).

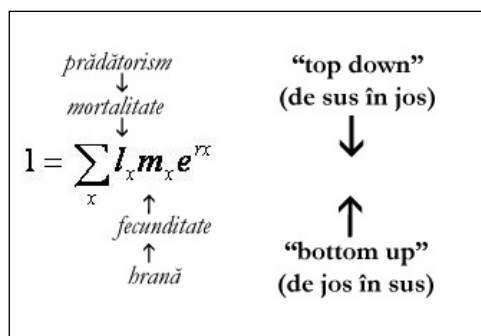


Fig. 14 Ecuația lui Euler ce simbolizează efectele combinate ale proceselor *top-down* (de sus în jos) și *bottom-up* (de jos în sus) cu influență asupra fitnessului zooplanctonului (r – rata instantanee de creștere a populației; m_x – fecunditatea dependentă de vîrstă; l_x – probabilitatea de supraviețuire la o anumită vîrstă (după Lampert și colab., 1992)

Relațiile interspecifice legate de **răspîndirea speciilor** se întîlnesc frecvent și sunt foarte variate. De exemplu, se stabilesc relații între diferite specii de crustacee planctonice și unele specii de păsări acvatice (*Larus larus*, *Anas platyrhynchos* etc.). Odată cu noroiul care se prinde pe laele sau penajul păsărilor, pot fi transportate dintr-un bazin în altul ouăle de rezistență ale cladocereleor, sau chiar mici organisme (în special chidoride). Aceste relații, aparent întîmplătoare și care nu totdeauna se soldează cu transportul organismelor zooplanctonice sau a formelor lor de rezistență într-un biotop favorabil, prin frecvența lor, capătă un rol însemnat în răspîndirea speciilor și popularea altor biocenoze (Rujinski, 1975).

2.6. Microcrustaceele planctonice în evaluarea stării ecologice a ecosistemelor lentic

Problema deprecierii calității resurselor de apă primește o atenție bine-meritată în ultimele decade, în special datorită faptului că factorul uman a devenit la fel de important ca modificările geo-chimice și biologice naturale din ecosistemele acvatice. Modificările survenite la nivelul bazinului de drenaj, deversarea efluenților industriali și a apelor menajere neepurate sau scurgerile

din zonele agricole au dus la modificări în ciclurile geo-chimice ale elementelor din bazinele acvatice dar și la acumularea substanțelor toxice cu influențe grave asupra comunităților biotice. Calitatea apei este definită ca fiind totalitatea proprietăților rezultate din procese chimice, fizice și biologice la nivelul ecosistemului acvatic dar și a bazinului de drenaj al acestuia (Moiseenko, 2005). Odată cu reglementările legale europene vizînd stabilirea unui cadru de acțiune comunitar în domeniul politicii apei (Directiva Parlamentului și a Consiliului European 60/2000/EC), termenul de „stare ecologică” a fost preferat celui de „calitate a apei”, deoarece include mai multe aspecte, legate de elementele biologice, hidromorfologice, chimice și fizico-chimice proprii bazinelor acvatice. Deși pentru lacuri elementele biologice nu includ și componenta zooplanctonică (aceasta fiind considerată ca fiind furnizor de informații utile doar în anumite cazuri ca eutrofizare sau poluări accidentale, conform Ord. de ministru nr. 31 din 2006 și a Ord. nr. 161 din 2006), nu se poate nega importanța acesteia în desfășurarea proceselor funcționale ale oricărui sistem lentic.

Există două categorii de metode biologice pentru estimarea stării ecologice a bazinelor acvatice. Prima se referă la evaluarea activității biologice a unei substanțe („*bioassay*”) ce determină efectele concentrațiilor letale și subletale ale poluanților asupra organismelor vii în condiții de laborator (*ex-situ*). Zooplanctonul se pretează foarte bine la aceste teste ecotoxicologice, datorită adaptabilității crescute la condițiile de laborator și sensibilității mari la substanțele toxice. În special cladocerele sunt subiecți perfecți pentru astfel de studii, folosite pe scară largă pentru determinarea toxicității acute sau cronice a apei. A doua categorie de metode se referă la evaluarea *in-situ* a stării ecologice a bazinelor acvatice pe baza parametrilor biologici specifici („*bioindication*”), fiecare grup de organisme prezentînd avantaje și dezavantaje la utilizarea în astfel de studii (Moiseenko, 2005).

Compoziția specifică a zooplanctonului dintr-un ecositem lentic rămîne aproximativ constantă într-o perioadă de timp, astfel că apariția sau dispariția bruscă a unor specii poate indica schimbări în calitatea apei datorate deversărilor de substanțe toxice, eutrofizării etc. Din acest punct de vedere, un program de monitoring desfășurat pe o perioadă lungă de timp, privind structura comunităților zooplanctonice poate elucida aspecte legate de starea ecologică a ecosistemelor lentice și poate face diferența dintre efectele normale induse de succesiunea anotimpurilor în comunitatea zooplanctonică și modificările de natură antropogenă.

Starea trofică a unui bazin acvatic este cel mai adesea caracterizată de concentrațiile de nutrienți și de clorofila *a*, iar termenul de eutrofizare este folosit pentru a descrie efectele biologice ale creșterii concentrației nutrienților necesari producătorilor primari, de obicei azot și fosfor. Aceste efecte resimțite de comunitatea zooplanctonică pot fi apreciate prin urmărirea variațiilor cantitative și calitative petrecute în timp, corelate cu valorile nutrienților din apă și prin compararea structurii zooplanctonului din lacuri cu niveluri trofice diferite (Ravera, 1996). McNaugh (1975) a identificat cauzele înlocuirii copepodelor calanoide de cladocere în lacurile eutrofe, punându-le pe seama dimensiunilor, a ratei natalității, a activității de filtrare și a ratei de ingerare a hranei la speciile zooplanctonice în relație cu abundența și dimensiunile fitoplanctonului. Diaptomidele (copepode calanoide) sunt mai abundente în lacuri oligotrofe caracterizate prin fitoplancton mic cu densități scăzute, datorită ratei mari de filtrare și de ingerare a hranei. Pe de altă parte, *Bosmina* poate atinge densități populaționale mari în bazine eutrofizate datorită ratelor mari de natalitate și a capacității de a se hrăni cu celule algale de diverse mărimi. *Daphnia* ar putea fi abundentă în ambele tipuri de bazine datorită fertilității crescute, a ratei de filtrare și a capacității de a utiliza alge de diferite mărimi. Aceste ipoteze emise de McNaugh au fost confirmate de studii de lungă durată

realizate în Lago Maggiore între 1909 și 1973 (Ravera, 1996). Aici, creșterea abundențelor speciilor *Daphnia hyalina* și *Chydorus sphaericus* în coloana de apă și descreșterea densităților copepodului *Mesocyclops leuckarti* ar putea sugera creșteri în nivelul trofic al lacului. În lacul Lugano s-a descris o situație similară, prin dispariția a două specii de copepode diptomide și două specii de *Sida* (cladocere), în paralel cu apariția speciei *Daphnia obtusa*, o formă tipică pentru bazine mici, bogate în nutrienți (Ravera, 1977). Și Gliwicz (1969) descrie în lacurile poloneze creșterea proporției de cladocere și rotifere în detrimentul copepodelor calanoide în condiții de eutrofie, iar exemplele ar putea continua și cu studii de caz realizate pe continentul nord-american (Gannon, 1972). Mai mult, există unele studii care recomandă folosirea zooplanctonului de talie mare pentru reducerea încărcăturii de nutrienți din iazuri, rezultatele indicând o îmbunătățire a transparenței apei (Gerasimova și Pogozhev, 2002). Jeppesen și colab. (1999) arată că zooplanctonul joacă un rol important în menținerea condițiilor de transparență ridicată în lacurile eutrofe bogate în macrofite, prin presiunea de prădare exercitată asupra fitoplanctonului, ce are efecte și asupra concentrației de detritus și particule anorganice aflate în suspensie în apă.

În ceea ce privește clasificarea nivelurilor trofice din lacuri folosind speciile zooplanctonice ca bioindicatori, se găsesc în literatură numeroase încercări. De exemplu, *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata* dintre cladocere, *Acanthocyclops bicuspidatus* dintre copepode sau *Brachionus angularis*, *B. calyciflorus*, *Keratella cochlearis* f. *tecta*, *Trichocerca* sp. dintre rotifere, au fost propuse ca indicatori ai unor ape foarte productive. Pe de altă parte, este dificil de identificat nivelul trofic al unui lac doar pe baza prezenței a câtorva specii, dacă alte caracteristici ale comunității de zooplancton nu sunt considerate (structură, variații sezoniere, presiunea prădătorilor etc.). De aceea, folosirea grupurilor de specii zooplanctonice ca „indicatori” prin prezența sau absența din mediu, pot oferi informații mai exacte asupra nivelului trofic al lacului, deoarece la

folosirea unei singure specii există riscul ca populația la care ne referim să fie un ecogenotip particular adaptat la mediul specific în care trăiește, avînd astfel caracteristici diferite de alte populații ale aceleiași specii (Ravera, 1996). Atunci cînd se pot face comparații cu date despre comunitatea zooplanctonică anterioare creșterii concentrației de nutrienți, se pot urmări relativ ușor modificările în structura biocenozei și consecințele eutrofizării. Altă metodă ar fi compararea zooplanctonului actual cu distribuția pe verticală a resturilor organismelor din carote de sediment, deși rezultatele sunt limitate la speciile ale căror corpuri au rezistat degradării. Există de asemenea multe studii care sprijină teoria conform căreia diversitatea zooplanctonului descrește odată cu eutrofizarea treptată a bazinelor acvatic, datorită sporirii numărului speciilor rezistente și scăderea sau dispariția speciilor mai sensibile. Într-un lac eutrofizat, numărul de specii care imigrează este de obicei mai mic decît al celor care sunt eliminate. Astfel, folosirea indicilor de diversitate alături de colectarea unor probe reprezentative și cu frecvență ridicată pot reprezenta o metoda simplă și eficientă de a relaționa nivelul de eutrofizare și modificările survenite în comunitatea de zooplancton (Ravera, 1996).

Gradul de saprobitate al apei - cantitatea de materie organică nedegradată, poate fi indicat de speciile zooplanctonice (Sládeček, 1973). Astfel, pentru apele oligosaprobe pot fi considerate specii indicatoare rotiferele *Asplanchna priodonta* și *Kellicottia longispina*, pentru apele β -mezosaprobe cladocerele *Chydorus sphaericus*, *Daphnia hyalina*, *Diaphanosoma brachyurum*, pentru apele α - β mezosaprobe rotiferele *Brachionus calyciflorus* și *Keratella cochlearis* (Rujinski, 1978). Numeroase studii arată că densitățile fitoplanctonice sunt menținute la un nivel scăzut de către zooplanctonul filtrator pentru perioade de timp ce variază de la săptămîni (cum este cazul fazei de limpezire a apei – „clear water phase”) pînă la luni (în cazul iazurilor cu abundențe mici ale ihtiofaunei).

Totuși, este încă necunoscut pe deplin rolul zooplanctonului în **controlul fenomenului de „înflorire” a apei** („*water bloom*”), cauzat de dezvoltarea fitoplanctonului la limita capacității de suport a mediului cu efecte biologice, fizice și chimice adverse. În majoritatea cazurilor, cianobacteriile sunt grupul de organisme responsabil pentru astfel de „înfloriri”, motivul fiind atribuit în primul rând condițiilor chimice din coloana de apă, dar și faptului că zooplanctonul erbivor tinde să evite consumarea lor (Gliwicz și Lampert, 1990). Evitarea consumării cianobacteriilor se pare că este legată de modul de hrănire a speciilor de zooplancton: copepodele (*Diaptomus* sp.) își pot selecta activ prada, pe când filtratorii generalști ca *Daphnia* trebuie să cheltuie energie în plus pentru înlăturarea cianobacteriilor din tubul digestiv, de multe ori eliminând și alte alge cu valoare nutritivă mare. Acesta este motivul pentru care de multe ori cladocerele sunt înlocuite de copepode atunci când fitoplanctonul este dominat de cianobacterii (Schaffner și colab., 1994). Totuși, s-a demonstrat la *Daphnia magna* că este capabilă să dezvolte toleranță la consumul de cianobacterii toxice din genul *Microcystis*, toxinele afectând mai puțin populațiile de cladocere expuse anterior la acestea (Gustafsson și Hansson, 2004). Co-existența speciilor de *Daphnia* cu cianobacteriile, uneori cu realizarea de abundențe mari ale populației de cladocere în timpul înfloririi apelor cu cianobacterii, este pusă pe seama diferențierilor intraspecifice apărute ca răspuns la expunerea la cianobacterii (Hietala și colab., 2000). Astfel, „înfloririle” apei datorate cianobacteriilor au fost de cele mai multe ori asociate cu modificarea dominanței speciilor de cladocere de talie mare în favoarea copepodelor, rotiferelor sau a cladocerelor mici (Gliwicz, 1977). Având în vedere faptul că speciile de cladocere filtratoare de talie mare au un spectru larg de hrană, incluzând și particule de dimensiuni mari, acestea sunt considerate a fi cele mai eficiente în controlul biomasei fitoplanctonice. Conform *ipotezei eficienței dimensiunilor individuale* („*size efficiency hypothesis*”) (Brooks și Dodson,

1965), aceste specii de talie mare sunt competitori superiori pentru resurse limitate, adică pot crește și se pot reproduce mai bine la concentrații mici de hrană comparativ cu speciile de talie mică, fiind astfel capabile să mențină fitoplanctonul la densități limitate pe perioade mai mari de timp. Totuși, în unele cazuri, chiar la presiuni scăzute exercitate de peștii zooplanctonofagi, cladocerele de talie mare nu reușesc să crească și să se reproducă destul de repede pentru a preîntîmpina fenomenele de înflorire a apei (Gliwicz, 1990).

Biomaniplularea este un concept introdus de Shapiro și colab. în 1975 care se referă la un model de inginerie biologică în care biota este folosită pentru a reduce abundența unor specii fitoplanctonice sau a concentrațiilor unor nutrienți. În mod general, termenul se referă la manipularea comunității de pești pentru a reduce presiunea de prădare exercitată asupra zooplanctonului erbivor, urmată în teorie de o creștere a abundenței și dimensiunilor zooplanctonului (în mod particular a speciilor de *Daphnia*) ce cauzează o presiune sporită asupra fitoplanctonului și în final transparență crescută. Numărul de pești zooplanctonofagi poate descrește prin introducerea peștilor piscivori sau prin recoltare masivă. Din numeroasele studii de caz publicate pe această temă reiese însă că nu doar procesele legate de lanțul trofic pelagic pești - alge sunt afectate de biomanipulare, ci că există numeroase „efecte secundare” ce trebuiesc luate în considerare, cum ar fi: expansiunea macrofitelor submerse, concentrații mici de nutrienți ce se mențin scăzute după biomanipulare, creșterea abundenței alevinilor de pește („*young of the year*”) ce se hrănesc cu zooplancton, odată cu reducerea competiției pentru hrană. Nu doar peștii zooplanctonofagi ar trebui luați în considerare pentru biomanipulare, ci și cei bentofagi, deoarece prin modul lor de hrănire provoacă resuspensia particulelor din sediment, care poate cauza reducerea pătrunderii luminii mai ales în bazinele puțin adânci. Au fost înregistrate totuși și cazuri în care efectul scontat al biomanipulării nu s-a produs, ci dimpotrivă, reducerea presiunii de

prădare exercitată de peștii zooplanctonofagi a dus la creșterea abundenței copepodelor ciclopide și deci a prădătorismului exercitat de acestea asupra zooplanctonului erbivor (Blumenshine și Hambright, 2003). Pe de altă parte, biomanipularea poate avea efecte colaterale pozitive prin micșorarea proceselor de „înflorire” a apei ce urmează creșterii cantității de nutrienți („*nutrient pulses*”). Este încă neclar dacă aceste lucruri sunt adevărate în sistemele dominate de cianobacterii, care ar putea destabiliza controlul de jos în sus al zooplanctonului (Cottingham și colab., 2004). Deși biomanipularea presupune măsuri repetate ce trebuiesc aplicate ulterior îndepărtării peștilor zooplanctonofagi din bazinul acvatic, părerea unanimă a specialiștilor este că ea reprezintă un proces cu efecte pozitive dovedite, presupune costuri relativ scăzute și poate fi folosită cu succes ca metodă de management în lacurile eutrofe (Hansson și colab., 1998).

În literatura de specialitate se citează foarte puțini **indici biotici** dezvoltați pe comunitățile de zooplancton. Sládeček (1983) descrie un astfel de indice bazat pe rotifere, $C_{B/T}$, ce reprezintă raportul dintre numărul speciilor de *Brachionus* și a celor de *Trichocerca*, iar interpretarea lui arată că la valori mai mici de 1 lacul este oligotrof, valorile cuprinse între 1 și 2 indică mezotrofie iar valori ce depășesc 2 sunt caracteristice lacurilor eutrofe. Tot nivelul trofic este reflectat și de indicele ce consideră raportul dintre copepodele calanoide și copepodele ciclopide alături de cladocere (calanoide/ciclopide-cladocere); valori mari ale acestui raport oglindesc condiții oligotrofe pe când valori mici hipertrofie (Dussart și Defaye, 2001).

Recent s-a încercat definirea unor **parametri bazați pe comunitățile de zooplancton** pentru caracterizarea stării ecologice a lacurilor, în coorordonanță cu Directiva Parlamentului și a Consiliului European 60/2000/EC, care stipulează ca acești parametri să fie exprimați ca valori numerice cuprinse între 0 și 1 (1 reprezentând stare ecologică foarte bună), traduse în cinci clase de

calitate. Török și colab. (2008) publică un studiu extins de estimare a stării ecologie în câteva lacuri din Delta Dunării, în care prezintă doi astfel de parametri, pentru care limitele dintre clasele de calitate au fost definite conform sistemului ECOFRAME (Moss și colab., 2003): raportul dintre numărul (densitatea) speciilor de talie mare de cladocere și numărul total de cladocere pe de o parte și raportul dintre biomasa zooplanctonului și clorofila *a* pe de altă parte.

3. MATERIAL ȘI METODE

Anterior prezentării și comentării rezultatelor obținute, se impune o descriere rezumativă a metodelor folosite în prelevarea și analizarea probelor de crustacee zooplanctonice din Lacul Știucii și din iazul piscicol Țaga Mare.

Stațiile și programul de colectare a probelor

Alegerea stațiilor de colectare trebuie să cuprindă cele mai semnificative zone ale ecosistemelor cercetate (zone de adâncime, zone litorale, zone cu substrat diferit etc.). Pentru Lacul Știucii, au fost considerate trei stații de prelevare (fig. 15). Astfel, stația **S1** a fost situată în centrul lacului (N 46,9676; E 23,9015), în zona de maximă adâncime (peste 6 m), unde nu se resimt influențele malurilor. Stația **S2** (N 46,9675; E 23,9040) a fost localizată în partea estică a lacului, aproape de pontonul cabanei A.J.P.S. de pe malul estic, în apropierea briului de stuf ce înconjoară lacul, adâncimea maximă în acest punct depășind cu puțin 2 m. Stația **S3** a fost stabilită în partea de sud a lacului (N 46,9621; E 23,8969), într-o zonă închisă în întregime de vegetația palustră, cu adâncime mică, nedepășind 2 m în centrul golfului astfel format. O singură stație a fost considerată pentru prezenta lucrare pe iazul piscicol Țaga Mare – **T1** (fig. 16), aceasta fiind localizată în jumătatea nordică a bazinului acvatic (N 46,9334; E 24,0764), la distanțe egale față de cele două maluri, adâncimea maximă în acest punct de prelevare nedepășind în nici o dată de prelevare 2 m.

Probele s-au colectat din metru în metru de la orizonturi de adâncime succesive, pînă la adâncimea maximă aferentă fiecărei stații de prelevare: de exemplu, de la stația **S1**, la care adâncimea maximă a fost puțin peste 6 m, s-au prelevat probe biologice de la 7 niveluri de adâncime: suprafață, 1 m, 2 m, 3 m, 4 m, 5 m și 6 m.

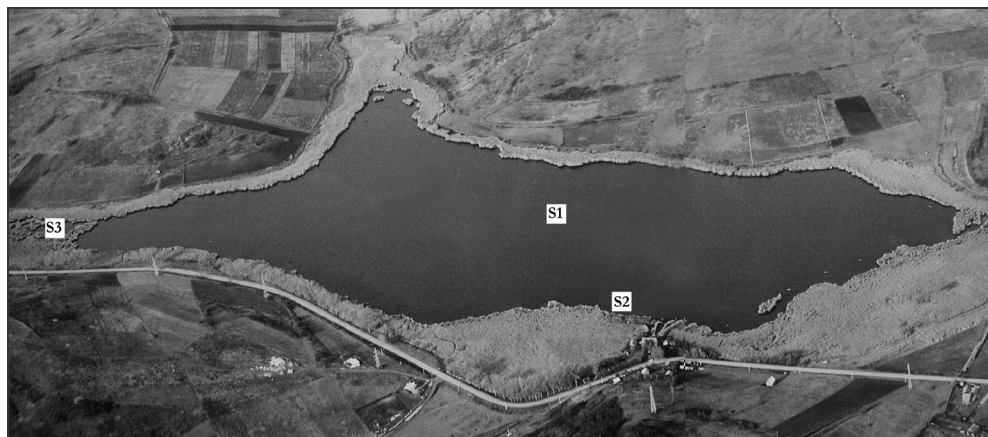


Fig. 15 Localizarea celor trei stații de prelevare a probelor zooplanctonice (**S1**, **S2** și **S3**) din Lacul Știucii (foto: MiHuț. S., 2001, modificat din David, 2008).

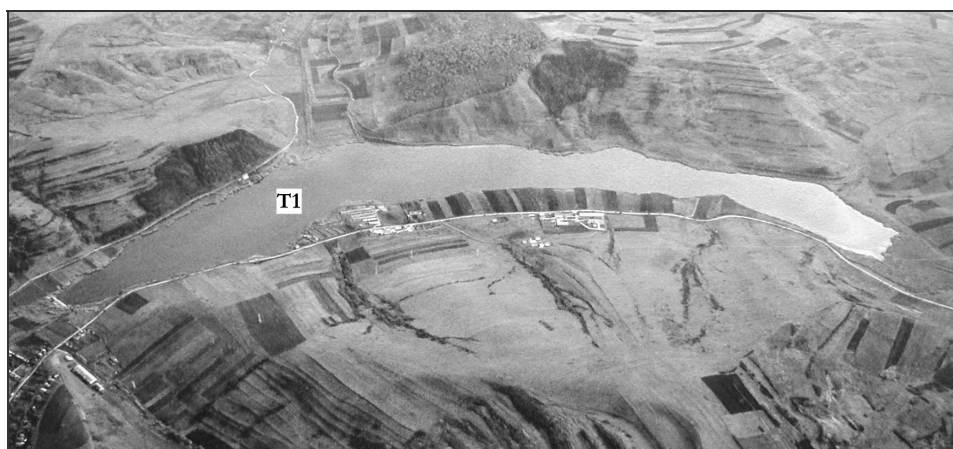


Fig. 16 Localizarea stației de prelevare a probelor zooplanctonice (**T1**) din iazul piscicol Țaga Mare (foto: MiHuț. S., 2001, modificat din David, 2008).

Pentru Lacul Știucii, studiul de față include rezultatele a doi ani de cercetări, prelevarea probelor începînd în luna mai 2003 și încheindu-se în aprilie 2005. Frecvența colectărilor a fost lunară, datele de prelevare a probelor zooplanctonice fiind: 17.05.2003, 08.06.2003, 13.07.2003, 20.08.2003, 17.09.2003, 14.10.2003, 13.11.2003, 28.01.2004, 28.03.2004, 14.05.2004, 29.06.2004, 24.07.2004, 30.08.2004, 22.09.2004, 23.10.2004, 27.11.2004,

17.12.2004, 29.01.2005, 28.02.2004, 30.03.2005 și 23.04.2005, în trei luni fiind imposibilă prelevarea de material biologic din motive obiective. În cazul iazului Țaga Mare, studiul a inclus un an de prelevări lunare, datele de colectare fiind următoarele: 17.09.2003, 14.10.2003, 21.11.2003, 28.01.2004, 28.03.2004, 14.05.2004, 29.06.2004, 24.07.2004 și 30.08.2004. În 7.07.2004 s-a realizat o campanie de pescuit în Lacul Știucii pentru analiza conținutului stomacal la speciile de pești comune din acest bazin acvatic. Prelevarea ihtiofaunei s-a realizat cu ajutorul a 3 setci (cu dimensiunile ochiurilor de 14, 20 și 45 mm), pe o perioadă de 12 ore în timpul nopții, din zona nordică a lacului cu adâncimi medii (2 - 4 m).

Probele cantitative de zooplancton au fost prelevate cu ajutorul capcanei de zooplancton de tip Schindler-Patalas (cu un volum de 10 litri) și a fileului zooplanctonic (cu dimensiunea ochiurilor de 50/55 μm) prevăzut cu pahar cilindric colector. Volumul de apă filtrată a fost de 10 sau 20 de litri pentru fiecare probă, iar modul de prelevare a permis colectări punctiforme, capturându-se organisme zooplanctonice aflate la un moment-dat la o anumită adâncime. Conservarea s-a realizat în formol 4% la care s-a adăugat o soluție saturată de sucroză (40 g/L), pentru a preveni avortarea spontană a ouălor și umflarea carapacelor cladocercilor (conform metodei Haney și Hall, 1973).

Prelucrarea materialului

Parametrii fizico-chimici ai apei (pH-ul, conductivitatea și salinitatea, temperatura și oxigenul dizolvat) au fost măsurate la fiecare dată de prelevare cu ajutorul pH-metrului CONSORT - model P902, a conductivimetrului CONSORT - model K911 și a oxigen-metrului tip YSI - model 52, aparate periodic verificate și calibrate. Valorile transparenței apei au fost înregistrate cu

ajutorul discului Secchi. Toate măsurătorile au fost realizate *in situ* prin coborîrea senzorilor la adâncimi succesive (la intervale de 1 m).

Pentru analiza chimică a apei din cele două bazine analizate s-au prelevat probe de 1 litru în bidoane HDPE de la stația **S1** pentru Lacul Știucii și **T1** pentru iazul Țaga Mare. Probele au fost transportate în laborator într-o cutie de polistiren cu baterii cu gheață iar în laborator au fost conservate la -20°C. Analiza chimică a apei a vizat analiza fosforului total (TP) și a azotului total (TN); pentru validarea fiecărei determinări s-au realizat 3 repetiții, rezultatul fiind exprimat ca media aritmetică a acestora. Citirea absorbanțelor s-a făcut la un spectrofotometru UV/VIS dublu fascicol de tip Jasco V-530. Pentru analiza fosforului total s-a folosit metoda Menzel și Corwin (1965) cu persulfat de potasiu ($K_2S_2O_8$), ce determină transformarea fosforului organic în ortofosfat prin hidroliză realizată în autoclav la 120°C; după care fosfatul dizolvat s-a analizat conform metodei MRP (Fernandez și colab., 1985). Pentru analiza azotului total s-a folosit metoda cu persulfat de potasiu și autoclavare la 120°C (Metoda *Tentative*, Standard Methods, 1976).

Analiza calitativă a zooplantonului din probele recoltate a presupus identificări pînă la nivel de specie pentru cladocere și copepodele ciclopid; rotiferele prezente în probe au fost consemnate ca genuri principale. Determinarea principalelor grupe taxonomice de microcrustacee s-a realizat după Negrea (1983a) și Dumont și Negrea (2002) pentru cladocere și după Damian-Georgescu (1963), Einsle (1993) și Dussart și Defaye (2001) pentru copepode.

Gradul de similaritate între lunile și stațiile de prelevare s-a evaluat din punct de vedere calitativ. Indicele Dice (cunoscut și sub denumirea de indice Sørensen, Sørensen, 1948) a fost folosit pentru a ilustra asemănarea dintre probe din punctul de vedere al prezenței sau absenței speciilor din stațiile și lunile de prelevare, folosind următoarea formulă: $S = 2c / (a + b)$, unde S –

similaritatea calculată conform coeficientului Dice sau Sørensen; a - numărul de specii prezente în una din probe; b - numărul de specii prezente în cealaltă probă; c - numărul de specii comune. Coeficientul Dice variază între 0 și 1 și cu cât valoarea acestuia este mai aproape de 1, cu atât similaritatea este mai pronunțată. Reprezentarea grafică a similarității s-a făcut pe baza dendrogramelor realizate în programul **PAST (1.94b 2009)**.

Pentru **numărarea organismelor zooplanctonice**, probele conservate au fost spălate cu un fileu cu dimensiunea ochiului de 50/55 μm . Volumul inițial al probei colectată din teren a fost adus la un volum de 100 mL, din care s-a luat randomizat o subprobă de 10 mL. Organismele zooplanctonice din această subprobă s-au numărat la stereomicroscop, folosind o camera de numărat cu carioaje cu volum de 10 mL. Pentru adâncimile la care s-au prelevat trei probe, s-au realizat mediile aritmetice între valorile obținute în fiecare probă.

Abundența procentuală reprezintă raportul numeric procentual dintre grupele taxonomice prezente într-o probă. În lucrarea de față s-a calculat abundența numerică procentuală a grupelor majore de zooplancton (cladocere, copepode ciclopide și rotifere), raportînd numărul de indivizi al fiecărui grup la numărul total de indivizi din probă, pentru fiecare dată de prelevare din cele două bazine acvatice considerate.

Densitatea (numărul de indivizi din fiecare specie raportat la unitatea de volum) s-a calculat folosind următoarea formulă (Clesceri și colab. (red.), 1998): $x \text{ (/m}^3\text{)} = (c \ v_1) / (v_2 \ v)$; unde x reprezintă numărul de organisme extrapolat la metru cub; c este numărul de organisme numărate; v_1 reprezintă volumul probei concentrate (100 mL); v_2 reprezintă volumul din care s-au numărat indivizii (10 mL) și v reprezintă volumul probei (exprimat în m^3). Pentru a obține valorile densității organismelor zooplanctonice raportate la litru, rezultatul a fost împărțit la 1000 (Clesceri și colab. (red.), 1998).

Estimarea biomasei cu ajutorul ecuațiilor de regresie dintre lungime și greutate reprezintă o metodă ce face posibilă calcularea greutății medii uscate a unei populații folosind estimările lungimii medii. Formula de calcul a biomasei este: $B = N * \overline{M}$, unde N = numărul de indivizi din populația analizată, estimat pe baza densității și \overline{M} = greutatea medie per individ (preferabil greutatea uscată, Pace și Orcutt, 1981).

Ecuația generală care leagă lungimea de greutate este: $W = aL^b$, unde W = greutatea medie (μg); L = lungimea (mm); a și b = constante ce depind de populația analizată. Pentru liniarizare se folosește logaritmarea, astfel ecuația devenind: $\ln w = \ln a + b \ln L$, unde: $\ln w$ = logaritmul natural al greutății uscate; $\ln a$ = estimata intersecției axei 0y; b = estimata pantei și $\ln L$ = logaritmul natural al lungimilor indivizilor din populație. Pentru o mai mare corectitudine a valorilor obținute se recomandă folosirea unui factor de corecție u (Bird și Prairie, 1985), ce reflectă cât de mari sunt diferențele dintre valorile obținute ale variabilei dependente și valorile corespunzătoare liniei de regresie în formula originală (așa numitele abateri – *residuals*). Acest factor de corecție are formula: $u = \text{RMS}/2$, unde RMS (*Residual Mean Square*) reprezintă un parametru ce arată puterea de extrapolare a regresiei originale și este suma pătratelor abaterilor raportată la gradele de libertate aferente. Din fiecare valoare logaritmată a lungimii se obține estimata $\ln w$ pentru fiecare individ în parte, se reduce la dimensiune liniară (w) și se calculează media aritmetică ce reprezintă valoarea medie per individ \overline{M} (Bird și Prairie, 1985).

Pentru lucrarea de față s-au realizat măsurători de lungime conform metodei Culver și colab., 1985 pentru toate speciile de cladocere și copepode ciclopidice din Lacul Știucii și din iazul piscicol Țaga Mare. Pentru speciile comune, prezente în general în număr mare la toate stațiile și la toate adâncimile de prelevare, s-au măsurat până la 15 indivizi per orizont de adâncime, pe când

la speciile sporadice s-au măsurat toți indivizii din camera de numărare. Numărul total de indivizi măsurați a fost de 28.620 în Lacul Știucii (14.579 indivizi de cladocere și 14.041 de copepode) și 1.577 în iazul Țaga Mare (525 cladocere și 1.052 copepode).

Estimarea biomasei la cladocere s-a realizat separat pentru femele partenogenetice (ovigere și neovigere), femele gamogenetice și masculi, deși ultimele două categorii au apărut în număr mic. Pentru copepode, stadiile naupliare și copepodiții au fost considerați împreună, în timp ce pentru adulți s-a făcut diferențierea între femele (ovigere și neovigere) și masculi.

Pentru majoritatea speciilor de cladocere și copepode utilizarea ecuațiilor de regresie din literatura de specialitate nu a fost o problemă: pentru *Alona rectangula*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia galeata*, *Pleuroxus aduncus*, *Scapholeberis mucronata* și *Simocephalus vetulus* s-au folosit ecuațiile incluse în Dumont și colab., 1975; pentru *Mesocyclops leuckarti* și *Thermocyclops crassus* s-au preluat din Bottrell și colab., 1976; pentru *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia cucullata* și pentru copepodiții de ciclopide din Michaloudi, 2005; pentru *Ilyocryptus sordidus* din Vuille, 1991; pentru *Thermocyclops oithonoides* din Burgis, 1974 iar pentru stadiile naupliare de ciclopide din Culver și colab., 1985.

Pentru cladocerul *Bosmina longirostris* s-au folosit două ecuații de regresie din literatura de specialitate, una pentru femelele partenogenetice neovigere și masculi și una pentru femelele partenogenetice ovigere și cele gamogenetice (Bottrell și colab., 1976; Culver și colab., 1985). Pentru copepodul *Acanthocyclops* cf. *vernalis* au fost folosite de asemenea două ecuații, separat pentru femele și masculi (Culver și colab., 1985), iar pentru *Cyclops vicinus* trei: pentru femele neovigere, femele ovigere și masculi (Bottrell și colab., 1976).

Pentru unele specii s-au folosit formulele preluate de la cele mai asemănătoare specii din punct de vedere al morfologiei și lungimilor corpului, conform recomandărilor lui Rosen (1981). Astfel, pentru *Diaphanosoma*

orhidani, s-a folosit *Diaphanosoma brachyurum* (Bottrell și colab., 1976); pentru *Graptoleberis testudinaria* s-a folosit *Chydorus sphaericus* (Dumont și colab., 1975); pentru *Moina brachiata* s-a folosit ecuația pentru *Moina micrura* (Dumont și colab., 1975); pentru *Pleuroxus laevis* s-a folosit *Pleuroxus aduncus* (Dumont și colab., 1975); pentru *Encyclops macruroides* și *Encyclops serrulatus* s-a folosit ecuația pentru *Cyclops scutifer* (Bottrell și colab., 1976); iar pentru *Macrocyclus albidus* și *Macrocyclus distinctus* s-a folosit *Cyclops vicinus* (Bottrell și colab., 1976). Pentru trei specii de crustacee, un cladocer (*Leydigia acanthocercoides*) și două copepode (*Cryptocyclops bicolor* și *Megacyclops viridis*) nu au fost găsite în literatura de specialitate ecuații de regresie, iar aproximarea unora de la specii similare nu a fost necesară datorită numărului mic de exemplare din cele trei specii găsite în probe și măsurate. Pentru estimarea biomasei am folosit valorile greutatei medii per specie prezentate în Dumont și colab., 1975.

Pentru **testarea semnificației statistice între două sau mai multe grupuri de date** (stații, date de prelevare, adâncimi etc.) s-au folosit teste statistice parametrice și non-parametrice. Atunci când distribuția valorilor nu a fost una normală (conform testului de normalitate Shapiro-Wilk - W) și în cazul în care numărul valorilor comparate a fost mic s-a folosit testul Mann-Whitney (U) pentru compararea a două grupuri și testul Kruskal-Wallis (H) pentru mai mult de două grupuri. Interpretarea acestor două teste statistice este similară: dacă p calculat este mai mic de 0,05, atunci testul este semnificativ. Pentru cazul în care distribuția valorilor comparate a fost normală s-au folosit testele parametrice: testul t Student independent pentru 2 probe și ANOVA pentru mai mult de 2 grupuri. Toate testele s-au realizat în programul **PAST (1.94b 2009)**. Pentru **testarea corelației** s-a calculat coeficientul nonparametric „de rang” Spearman (rho) atunci când cel puțin una din grupele testate nu a avut distribuție normală și coeficientul parametric de corelație

Pearson când probele au prezentat distribuție normală. Testările s-au realizat cu programele **PAST (1.94b 2009)** și **XLSTAT ver. 2009.4.03**.

Din categoria **analizelor de multivarianță** s-au folosit pentru lucrarea de față două metode: analiza în componente principale (*Principal Components Analysis – PCA*) și analiza de corespondență canonică (*Canonical Correspondence Analysis – CCA*), amândouă avînd ca rezultate așa-numitele „diagrame de ordonare (*ordination diagrams*)”, realizate în programul **XLSTAT ver. 2009.4.03**. Prin analiza în componente principale (PCA) sunt generate variabile ipotetice (componente) responsabile pentru cît mai multă varianță în setul de date multidimensional, aceste noi variabile fiind combinații liniare ale variabilelor originale. Astfel, tehnica PCA sumarizează datele brute folosind mai puține dimensiuni, realizînd diagramele de tip bidimensional („*biplof*”) cu doar cele mai importante 2 componente. Dacă procente de variație pentru aceste două componente sunt responsabile de majoritatea varianței ($F1$ și $F2 > 50\%$), atunci reprezentarea este corectă. Analiza de corespondență canonică (CCA) reprezintă o metodă simplă de aranjare a speciilor de-a lungul variabilelor reprezentate de factorii de mediu. CCA construiește combinațiile liniare ale variabilelor de mediu, de-a lungul cărora distribuțiile speciilor sunt cel mai bine separate, iar valorile latente („*eigenvalues*”) produse prin aplicarea acestei metode măsoară această separație. CCA este o tehnică de analiză de corespondență, în care axele de ordonare sunt combinații liniare ale variabilelor de mediu. Diagrama de ordonare generată de CCA ilustrează nu doar tendințele în variația comunității, dar și principalele trăsături ale distribuțiilor speciilor de-a lungul variabilelor de mediu (Ter Braak, 1986). În diagramele CCA factorii de mediu sunt reprezentați de vectori, speciile și datele de prelevare prin puncte. Poziția acestor puncte arată variația compoziției pe specii a probelor din diferite date de prelevare. În ceea ce privește factorii de mediu, săgețile prin

care sunt reprezentați arată direcția modificării maxime a acelei variabile de mediu în diagramă, iar lungimea lor este proporțională cu rata schimbării în direcția respectivă (Ter Braak, 1986). Variabilele de mediu reprezentate prin săgeți lungi sunt mai puternic corelate cu axele de ordonare comparativ cu cele reprezentate prin săgeți mai scurte, fiind mai bine relaționate de tiparul variației comunității oglindit de diagrama CCA.

Pentru a face aprecieri despre **prezența microcrustaceelor planctonice în dieta speciilor de pești din Lacul Știucii** s-au luat probe de ihtiofaună în 7 și 8 iulie 2004, cu ajutorul a trei 3 setci cu dimensiunile ochiurilor de 14, 20 și 45 mm, pe o perioadă de 12 ore în timpul nopții, din zona nordică a lacului cu adâncimi medii (2 - 4 m). Speciile de pești au fost identificate în teren iar stomacurile prelevate și conservate în alcool de 96°. Au fost analizate în laborator cu ajutorul stereomicroscopului și a microscopului 56 de conținuturi stomacale, aparținând la opt specii de pești: 7 de plătică, 10 de oblete, 4 de caracudă, 10 de babușcă, 10 de roșioară, 3 de lin, 9 de biban și 3 de biban-soare. Microcrustaceele planctonice au fost identificate până la specie acolo unde s-a putut, știut fiind faptul că organismele cu corp moale (cum este cazul grupurilor studiate) sunt rapid digerate și deci greu de diferențiat ulterior în stomacuri.

S-au calculat doi indici care estimează preferințele ihtiofaunei din punctul de vedere al categoriilor de hrană reprezentate de speciile de microcrustacee planctonice. Primul a fost indicele de selecție al hranei “*forage ratio*” (sugerat de Savage, 1931 și rebotezat “indicele de selecție” de Manly și colab., 1993), după următoarea formulă: $w_i = u_i / m_i$; unde w_i = indicele de selecție pentru specia i ; u_i = proporția speciei i din dietă; m_i = proporția speciei i din mediu. Indicele de selecție ia valori între 0 și ∞ ; dacă $w < 1$ atunci specia i este evitată din dietă; dacă $w > 1$ atunci specia i este preferată. Al doilea indice folosit a fost indicele

Manley pentru populații pradă “constante” (adică a acelor populații la care numărul organismelor–pradă consumate este foarte mic comparativ cu abundența lor din mediu) (Manley și colab., 1972), cu următoarea formulă: $a_i = (u_i/m_i) [(1/\Sigma(u/m))]$; unde: a_i = indicele Manley; u_i = proporția speciei i din dietă; m_i = proporția speciei i din mediu. Interpretarea indicelui s-a făcut în funcție de raportul $1/n$, unde n = numărul de categorii de hrană existente în dietă. Astfel, dacă $\alpha = 1/n$, atunci nu există hrănire selectivă; dacă $\alpha > 1/n$, specia-pradă i este preferată în dietă; iar dacă $\alpha < 1/n$, specia-pradă i este evitată.

Pentru **estimarea stării ecologice** a bazinelor acvatice analizate s-a apreciat gradul de saprobitate al apei (cantitatea de materie organică nedegradată din sistem) utilizînd formula după Zelinka și Marvan (1961): $S = (\Sigma S_i G_i H_i) / (\Sigma G_i H_i)$; unde: S = indice saprobic; S_i = valoarea saprobică a speciei i ; G_i = importanța indicatoare a speciei i ; H_i = frecvența speciei i (ce variază de la 1 - specie puțin frecventă la 5 - specie dominantă). Acest indice are o interpretare ce extrapolează clasele generale de saprobitate (oligosaprob, mezosaprob, polisaprob) la calitatea apei (tabel 3).

Tabel 3 Interpretarea indicelui de saprobitate S (după Zelinka și Marvan, 1961)

Valoarea indicelui	Clasa de calitate a apei	Caracteristici
$S < 1,3$	I	Ape curate sau foarte slab poluate
$1,4 < S < 1,7$	I-II	Poluare redusă
$1,8 < S < 2,1$	II	Poluare moderată
$2,2 < S < 2,5$	II-III	Poluare moderat pînă la puternică
$2,6 < S < 3,0$	III	Poluare puternică
$3,1 < S < 3,4$	III-IV	Poluare puternică pînă la foarte puternică
$S > 3,5$	IV	Poluare foarte puternică

Dintre indicii biotici de estimare a stării ecologice a ecosistemelor lentice s-a folosit raportul dintre densitatea speciilor de talie mare de cladocere și densitatea totală de cladocere, pentru care limitele dintre clasele de calitate au fost definite conform sistemului ECOFRAME (Moss și colab., 2003 din Török și colab. 2008). Tabelul 4 prezintă modul de interpretare a acestui parametru, cu încadrarea în cele cinci clase de calitate stipulate de Directiva Cadru Apă (Directiva Parlamentului și a Consiliului European 60/2000/EC).

Tabel 4 Interpretarea valorilor indicelui biotic pentru estimarea stării ecologice a ecosistemelor lentice (după Moss și colab., 2003 citat de Török și colab., 2008)

C_l / C_t	Stare ecologică
<0,2	proastă
<0,2	slabă
>0,2	moderată
>0,5	bună
>0,5	foarte bună
<i>C_l - numărul (densitatea) speciilor de cladocere de talie mare;</i>	
<i>C_t - numărul total cladocere (din toate speciile)</i>	

4. PARAMETRII FIZICO-CHIMICI MĂSURAȚI ÎN BAZINELE ACVATICE STUDIAȚE

La toate datele de prelevare a probelor biologice din Lacul Știucii și din iazul Țaga Mare au fost măsurate următorii parametri fizico-chimici ai apei: temperatura, oxigenul dizolvat, conductivitatea, salinitatea, pH-ul, transparența Secchi, dar și cantitatea de fosfor total și azot total. Pentru Lacul Știucii zona de prelevare a acestor date a fost stația de maximă adâncime (**S1**) iar pentru iazul Țaga Mare stația unică **T1**. Valorile parametrilor au fost înregistrate pe un profil vertical, pe orizonturi succesive de adâncime, din metru în metru.

Temperatura apei reprezintă unul dintre factorii esențiali pentru dezvoltarea comunităților de organisme acvatice, determinând în mod direct ciclurile de viață, metabolismul, reproducerea, distribuția și repartitia organismelor. Indirect influențează densitatea și vâscozitatea apei, tensiunea superficială dar și cantitatea de oxigen dizolvat și cantitatea de nutrienți prin procesele de oxido-reducere condiționate de temperatură. Temperatura apei are rol determinant în dezvoltarea ontogenetică și răspândirea pe verticală a zooplanctonului și determină structura pe vârste și sexe a populațiilor de crustacee zooplanctonice, în special a cladocerelor. Lacurile din zone temperate sunt în general holomictice cu două perioade de circulație (dimictice), prezentând faze de amestec primăvara și toamna, stratificare directă vara și inversă iarna. Specifică fazei de stratificare estivală, termoclina reprezintă planul ratei maxime de scădere a temperaturii pe adâncime (Wetzel, 2001). Ea variază mult de la un an la altul în principal datorită condițiilor meteo, adâncimea la care se situează influențând distribuția organismelor acvatice în coloana de apă. Dacă apa este încălzită rapid și amestecul apei cauzat de vânt este moderat

(insuficient pentru a amesteca apa de sus pînă jos), termoclina se va situa mai adînc în coloana de apă. Această discontinuitate termică crește rapid dacă încălzirea continuă și crește diferența de densitate. Dacă vremea în această perioadă este relativ calmă și caldă, discontinuitățile mari de temperatură vor fi mai aproape de suprafață (Wetzel, 2001).

Lacul Știucii prezintă un model general de variație a temperaturii specific lacurilor dimictice din zona temperată (fig. 17 – 20). Același tipar de variație a fost observat și în Țaga Mare (fig. 21) însă cu amplitudini mult mai mici datorită adîncimii reduse a acestui bazin.

În cazul Lacului Știucii, deși primăvara ar trebui să fie caracterizată prin amestecul maselor de apă avînd temperaturi uniforme, această situație tipică a fost surprinsă doar în luna martie 2004 (fig. 17). Această perioadă de circulație este de scurtă durată și are loc în Lacul Știucii de obicei la începutul lunii martie (Gudas, 2004), astfel că la celelalte date de prelevare a probelor de primăvară s-a surprins inițierea fazei de stratificare directă. Vara, variația temperaturii a oglindit în toate datele de măsurare a acestui parametru modelul stratificării termice directe (fig. 18). Dacă temperatura a avut o variație similară în cele trei luni de vară din anul 2004, cu termoclina situată între 3 și 4 m adîncime, în anul 2003, valorile de temperatură au variat diferit de la o lună la alta. Astfel, în iunie 2003 termoclina s-a situat între 2 și 3 m adîncime, variația temperaturii fiind similară cu cea înregistrată în luna mai 2003. În iulie și august 2003, odată cu încălzirea straturilor de suprafață, termoclina s-a stabilizat în orizontul de 4 - 5 m adîncime.

Toamna, faza de amestec a apei pe verticală a fost surprinsă cu claritate în majoritatea datelor de prelevare (fig. 19). În timpul iernii variația valorilor temperaturii arată stratificare termică inversă, cu valori apropiate de 0°C la suprafață, sub podul de gheață (ianuarie 2004 și 2005, februarie 2005) și valori între 4 și 5°C la adîncimea maximă (fig. 20). Variația temperaturilor măsurate în

decembrie 2004 a fost diferită deoarece lacul nu a fost înghețat în întregime la această dată de prelevare, doar la stația **S3** fiind observat un strat de gheață de 1 - 2 cm. La celelalte date de colectare a probelor de iarnă podul de gheață a măsurat între 13 cm (28.01.2005) și 20-21 cm (28.01.2004 și 28.02.2005). Topirea gheții în Lacul Știucii a avut loc la sfârșitul lunii martie în toți anii de studiu.

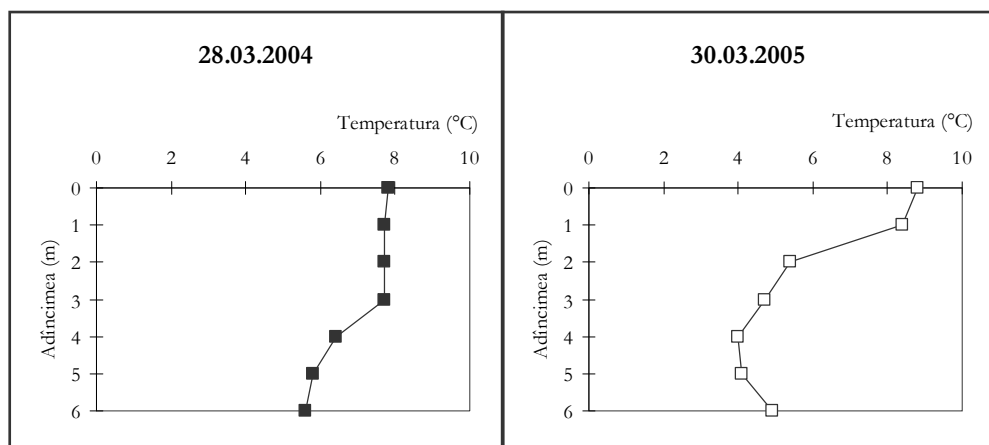


Fig. 17 Variația temperaturii de la suprafață spre adâncime în Lacul Știucii în două date de primăvară

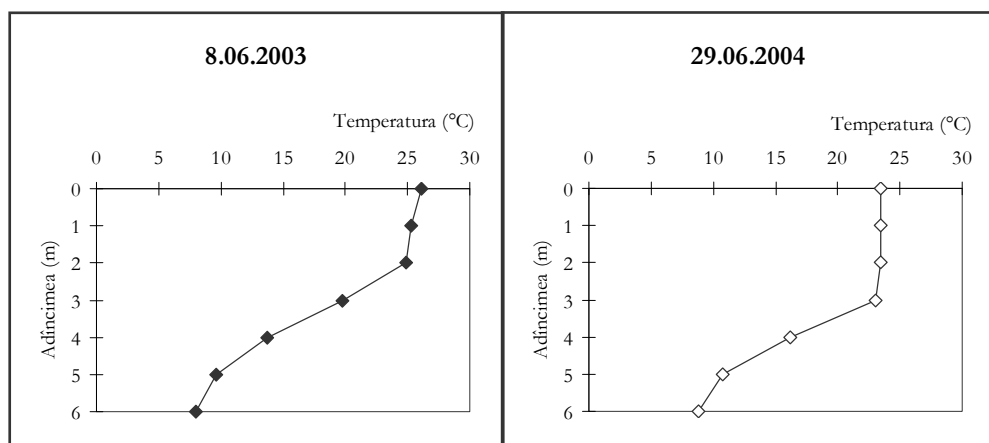


Fig. 18 Variația temperaturii de la suprafață spre adâncime în Lacul Știucii în două date de vară

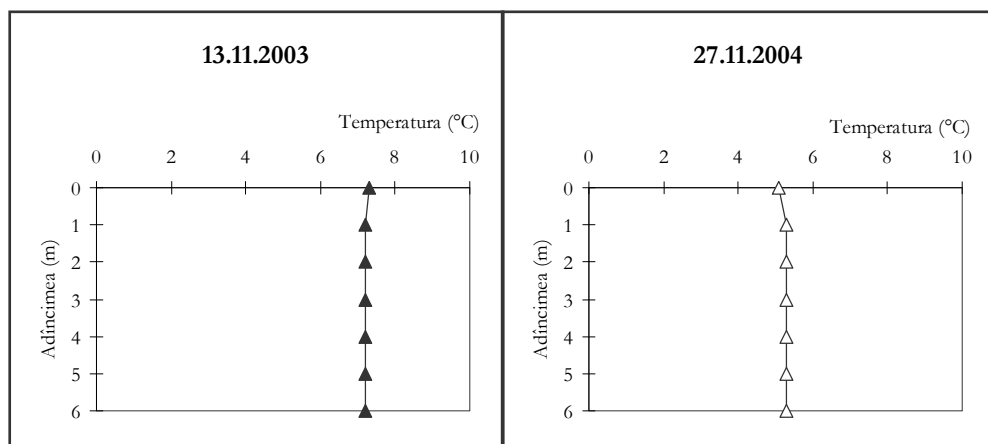


Fig. 19 Variația temperaturii de la suprafață spre adâncime în Lacul Știucii în două date de toamnă

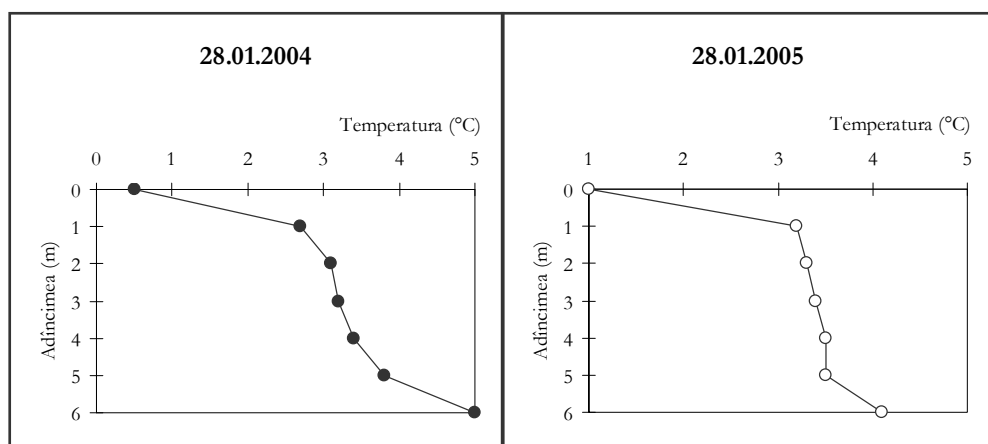


Fig. 20 Variația temperaturii de la suprafață spre adâncime în Lacul Știucii în două date de iarnă

Fazele de circulație și de stratificare sunt decelabile și în cazul iazului Țaga Mare, deși adâncimea maximă nu a depășit 2 m (fig. 21). Astfel, amestecul de primăvară și toamnă a fost clar ilustrat de variația valorilor temperaturii din septembrie, octombrie și noiembrie 2003 dar și martie și mai 2004. Stratificarea de vară este vizibilă în scăderea valorilor temperaturii de la suprafață spre adâncime, deși amplitudinea acestei modificări este mică. În ianuarie 2004, sub

strat de gheață de 25 cm s-a surprins faza de stratificare inversă, când temperatura a crescut de la suprafață spre adâncime (fig. 21).

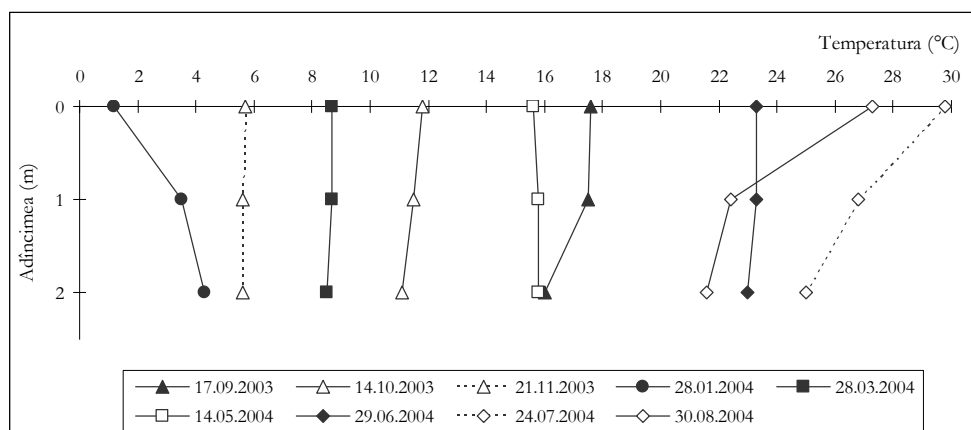


Fig. 21 Variația temperaturii pe niveluri succesive de adâncime în iazul Țaga Mare în perioada studiată

Cantitatea de oxigen dizolvat în apă (măsurată în mg/L) depinde de sezon, de termica și circulația apei, de cantitatea de substanțe organice din apă, de grosimea stratului de sedimente și nu în ultimul rând de densitatea organismelor acvatic. Solubilitatea oxigenului în apă variază direct proporțional cu presiunea atmosferică și invers proporțional cu temperatura și salinitatea apei (Wetzel, 2001). Variația cantității de oxigen dizolvat din Lacul Știucii a avut în marea majoritate a cazurilor un mers descendent de la suprafață spre adâncime (fig. 22 - 25), profilul de oxigen astfel rezultat purtând denumirea de profil clinograd („*clinograde oxygen profile*”) (Åberg și Rodhe, 1942; Wetzel, 2001). În cazul acestui tip de profil de oxigen, zona hipolimnetică este caracterizată de condiții anoxice după doar câteva săptămâni de stratificare estivală, rămânând astfel pe toată perioada de stratificare. Această cantitate mică de oxigen din hipolimnion este cauzată în primul rând de procesele de oxidare biologică a materiei organice din apă dar mai ales la interfața apă-sedimente,

acolo unde descompunerea bacteriană este maximă, dar și de respirația organismelor acvatic, vegetale sau animale. Consumul de oxigen datorat respirației bacteriene este intens la toate adâncimile, însă devine critic în hipolimnion deoarece aici nu există fenomenele de circulație sau fotosinteză care ar putea duce la o echilibrare a situației (Wetzel, 2001).

Deoarece primăvara în Lacul Știucii s-a surprins începutul instaurării perioadei de stratificare, la nici o dată de prelevare concentrația oxigenului dizolvat nu are o variație uniformă în coloana de apă, ci scade de la suprafață spre adâncime (fig. 22). Mai mult, în martie 2004 și mai 2003 și 2004, valorile oxigenului dizolvat măsurate la 5 și 6 m au fost sub 1 mg/L, arătând condiții anoxice. Spre sfârșitul perioadei de primăvară și începutul verii 2003, variația oxigenului este caracterizată de prezența unui maxim în zona metalimnionului (fig. 23), situație descrisă în literatură ca fiind curbă heterogradă pozitivă („*positive heterograde curve*”) (Åberg și Rodhe, 1942; Wetzel, 2001). Aceste valori maxime apar la 3 m adâncime în mai și iunie 2003, pe fondul scăderii solubilității oxigenului odată cu creșterea temperaturilor. Explicația acestui maxim metalimnetic este general acceptată ca fiind dezvoltarea rapidă a populațiilor algale ce agregă la o anumită adâncime unde există condiții optime de dezvoltare (Wetzel, 2001). Concentrațiile oxigenului dizolvat măsurate vara prezintă aceeași scădere de la suprafață spre adâncime, în profil clinograd, înregistrându-se în toate datele de prelevare valori de sub 1 mg/L în straturile profunde (fig. 23). Aceste valori scăzute în hipolimnion sunt cauzate de fenomenele de oxidare a materiei organice existente în zona pelagială, materie organică autohtonă sau adusă de tributari.

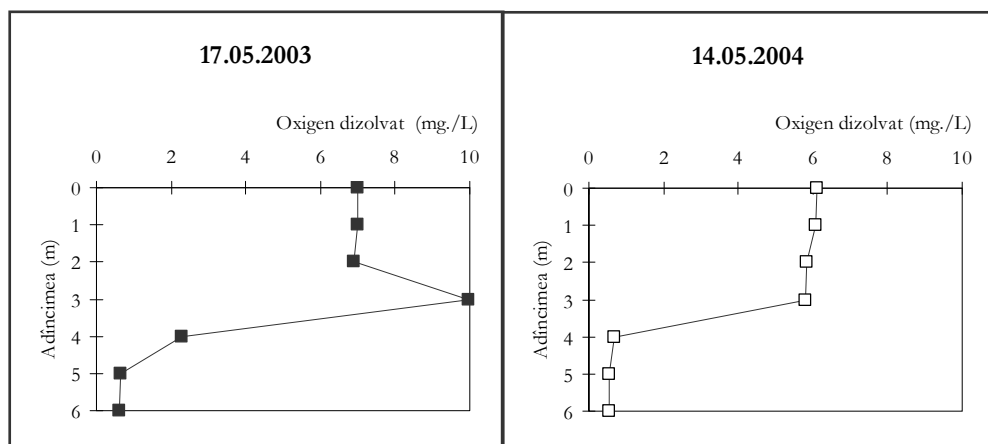


Fig. 22 Variația concentrației de oxigen dizolvat în Lacul Știucii în două date de primăvară

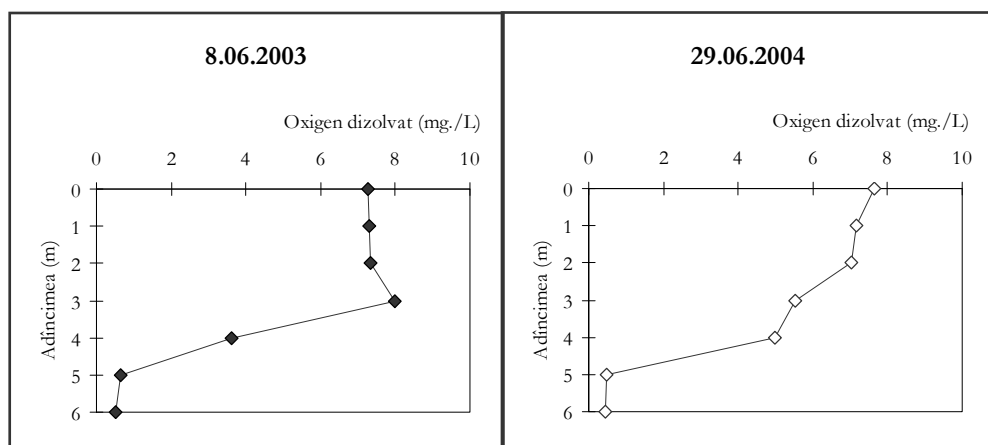


Fig. 23 Variația concentrației de oxigen dizolvat în Lacul Știucii în două date de vară

Toamna se observă fenomenul de amestec al maselor de apă, în lunile noiembrie 2003 și 2004 oxigenul înregistrând valori similare în toată coloana de apă (fig. 24). Totuși în celelalte luni de toamnă oxigenul a înregistrat din nou o variație descendentă de la suprafață spre adâncime. În sezonul de iarnă (fig. 25), concentrațiile mai ridicate de la suprafață și mai mici spre adâncime ale oxigenului ar putea fi explicate de variația temperaturii în coloana de apă.

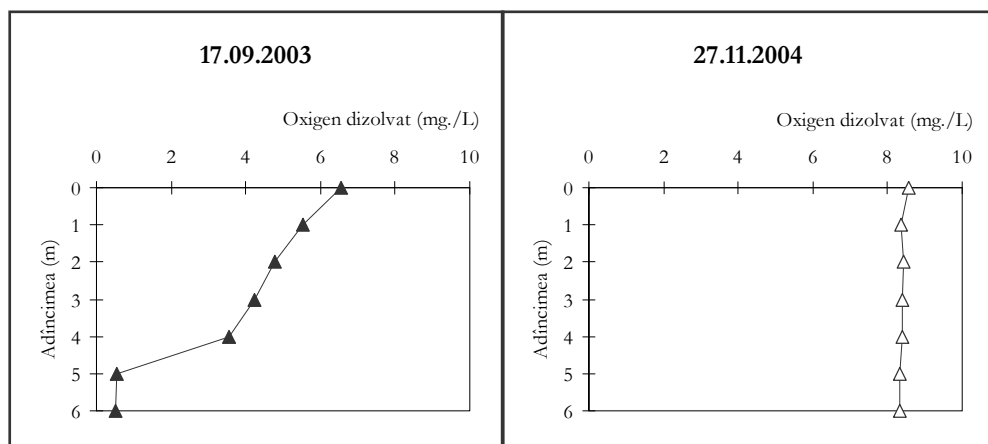


Fig. 24 Variația concentrației de oxigen dizolvat în Lacul Știucii în două date de toamnă

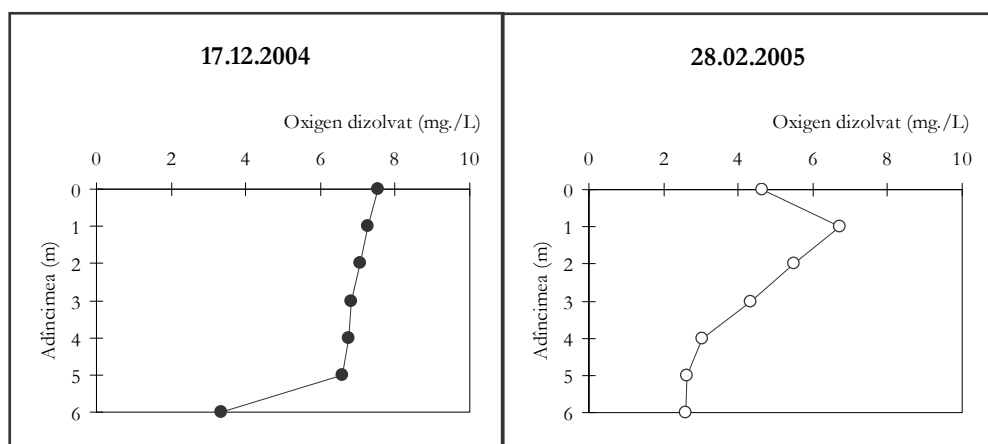


Fig. 25 Variația concentrației de oxigen dizolvat în Lacul Știucii în două date de iarnă

În iazul piscicol Țaga Mare oxigenul dizolvat a înregistrat valori mai mari la suprafață și mai scăzute în adâncime, după tiparul descris anterior (fig. 26). În lunile de vară (iulie și august 2004) concentrația oxigenului dizolvat de la adâncimea maximă are valori extrem de mici, indicînd, ca și în cazul Lacului Știucii, anoxie.

Reacția ionică a apei lacurilor (pH-ul) depinde de gradul de mineralizare al apei, de cantitatea de substanțe organice prezente și de

intensitatea activității organismelor, fiind influențat în principal de două fenomene: în timpul zilei consumul de dioxid de carbon în fotosinteză determină creșteri ale pH-ului mai ales în epilimnion iar procesele de descompunere preponderente în hipolimnion duc la formarea de acizi organici și dioxid de carbon cauzând astfel scăderea valorilor pH-ului (Hutchinson, 1975).

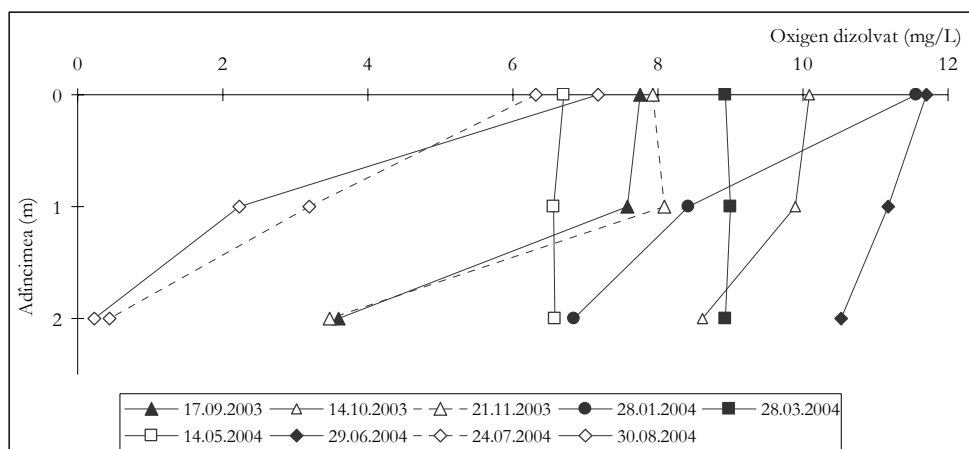


Fig. 26 Variația concentrației de oxigen dizolvat în iazul Țaga Mare

Valorile pH-ului în Lacul Știucii au variat între 4,79 (17.09.2003, 6 m) și 9,78 (23.10.2004, suprafață). Majoritatea s-au încadrat în intervalul 7 - 8, neexistând diferențe foarte mari de la o adâncime la alta. În general, valorile pH-ului au fost mai ridicate la suprafață și mai scăzute la adâncime, însă în puține cazuri diferențele au depășit o unitate, excepție făcând lunile iulie, august și septembrie 2003, mai și iulie 2004, când pH-ul a înregistrat valori ușor acide la adâncime. Astfel, valorile de pH sub 7 au fost puține și au fost măsurate în exclusivitate la adâncimea maximă în special în lunile de vară (perioada mai-septembrie), acest aspect putând fi explicat de fenomenele de descompunere a materiei organice de la aceste orizonturi de adâncime. Având în vedere faptul că valorile de pH peste 9 au fost de asemenea puține, putem afirma că valorile

pH-ului măsurate în Lacul Știucii se încadrează în limitele de 6-9 pentru majoritatea lacurilor (Wetzel, 2001), valorile puțin ridicate fiind de asemenea explicabile deoarece acest lac are o alcalinitate moderată (Gîștescu, 1963).

În iazul Țaga Mare valorile pH-ului au fost ridicate, alcaline, încadrându-se între 8,52 (24.07.2004, adîncimea maximă) și 11,13 (17.09.2003, 1 m). Datorită adîncimii reduse a bazinului acvatic, diferențele dintre valorile măsurate la suprafață și adîncime au fost mici, lucru ce confirmă studiile anterioare vizînd parametrii geografici și fizico-chimici din acest iaz (Sorocovschi, 2005).

Conductivitatea reprezintă o măsură a capacității apei de a conduce curent electric și este influențată de cantitatea de săruri dizolvate care prin disociere formează ioni, facilitînd astfel trecerea curentului electric și de temperatură, creșterea temperaturii determinînd creșterea mobilității ionilor și implicit creșterea conductivității apei.

Valorile conductivității au fost măsurate în Lacul Știucii pentru anii 2003 (mai – noiembrie) și 2004 (ianuarie – septembrie). Ele au variat între 778 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (13.11.2003, 4 - 6 m) și 1539 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (22.09.2004, 6 m), înregistrîndu-se o medie a acestui parametru de 1062,80 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 42,73$ pentru anul 2003 și 1156,41 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 55,81$ pentru anul 2004. Aceste valori medii anuale concordă cu măsurătorile de conductivitate realizate anterior în acest bazin acvatic: 1324 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 131,28$ în 2001 și 1205 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 162,5$ în 2002 (Gudasz, 2004).

Deoarece concentrațiile de Mg, Na, K și Cl sunt relativ constante în bazinele acvatice continentale, conductivitatea este explicată de modificările în concentrațiile ionilor de Ca^{++} și HCO_3^- (Otsuki și Wetzel, 1974; Wetzel, 2001). Descreșterile concentrațiilor acestor ioni sunt legate strîns de creșterile intensității fotosintezei realizate de fitoplancton și flora litorală (Otsuki și Wetzel, 1974).

În Lacul Știucii valorile conductivității măsurate în iarna anului 2004 (28.01.2004) au crescut ușor de la suprafață spre adâncime (fig. 27), situație ce poate fi asociată parțial cu diluția cauzată de precipitațiile ce pătrund prin podul de gheață sau prin gheața topită dar și cu intensificarea fotosintezei chiar înainte de topirea gheții (Wetzel, 2001). În timpul amestecului de primăvară și toamnă valorile conductivității ar trebui să fie uniforme în coloana de apă, situație bine evidențiată de valorile înregistrate în 14.10.2003, 13.11.2003 sau 28.03.2004. În luna septembrie 2003 și 2004 valorile conductivității au înregistrat o creștere în apropierea adâncimii maxime după un profil uniform în coloana de apă (fig. 27), acest lucru putând fi legat de resolubilizarea carbonatului de calciu precipitat (CaCO_3) în hipolimnion (Wetzel, 2001). În timpul stratificării estivale nivelul calciului și a bicarbonaților ar trebui să fie foarte scăzut în epilimnion ca rezultat al precipitării CaCO_3 în timpul lunilor de vară, din mai pînă în septembrie (Wetzel, 2001). Totuși, variația conductivității surprinsă în Lacul Știucii în toate lunile de vară și în luna mai 2003, cînd stratificarea termică de vară era deja instaurată în coloana de apă (fig. 27), nu este conformă cu această situație, conductivitatea fiind mai mare în epilimnion și scăzînd spre adâncime. Această variație atipică este cel mai probabil cauzată de comunitatea fitoplanctonică, a cărei biomasă este invers corelată cu acest parametru (Gudas, 2004).

În iazul piscicol Țaga Mare se observă aceeași modificare a valorilor conductivității în funcție de anotimp, respectiv valori similare de la suprafață spre adâncime primăvara și toamna, creșteri spre hipolimnion iarna și descreșteri vara (fig. 28).

Salinitatea (gradul de mineralizare al apei) variază similar cu conductivitatea, fiind influențată de cantitatea de ioni antrenată din bazinul de drenaj, de sursele atmosferice și de schimburile realizate cu sedimentele bazinului acvatic (Wetzel, 2001). Valoarea medie a salinității măsurată în Lacul

Știucii pe anul 2003 (mai – noiembrie) a fost de $566,33 \text{ mg/L} \pm 22,87$ iar pentru anul 2004 (ianuarie – septembrie) a fost de $617,67 \text{ mg/L} \pm 29,70$, în timp ce minima a fost de 414 mg/L (13.11.2003, 3 - 6 m), iar maxima de 793 mg/L (22.09.2004, 6 m). Aceste valori concordă cu rezultatele obținute de Gudasz (2004) la datele de prelevare din 2000 și 2001, dar sunt mult mai mici comparativ cu valoarea medie a salinității Lacului Știucii calculată de Gîștescu pentru anul 1958, de 1304 mg/L (Gîștescu, 1963).

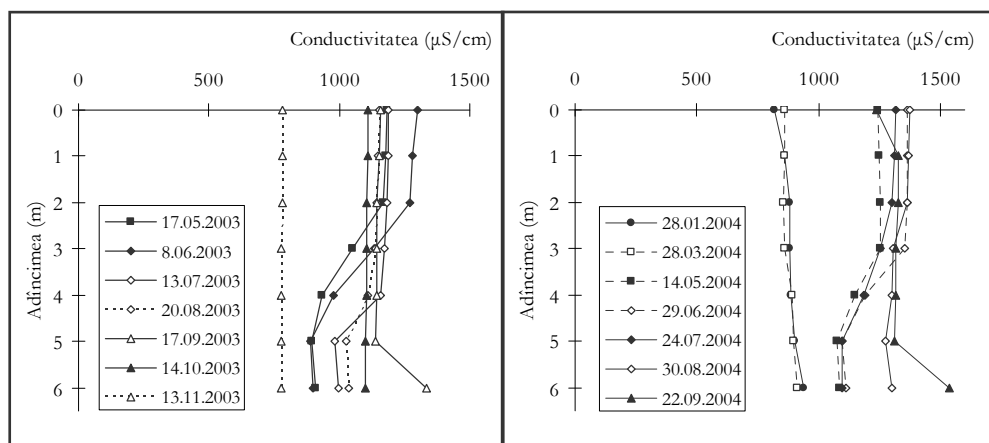


Fig. 27 Variația conductivității în anul 2003 (stînga) și 2004 (dreapta) în Lacul Știucii

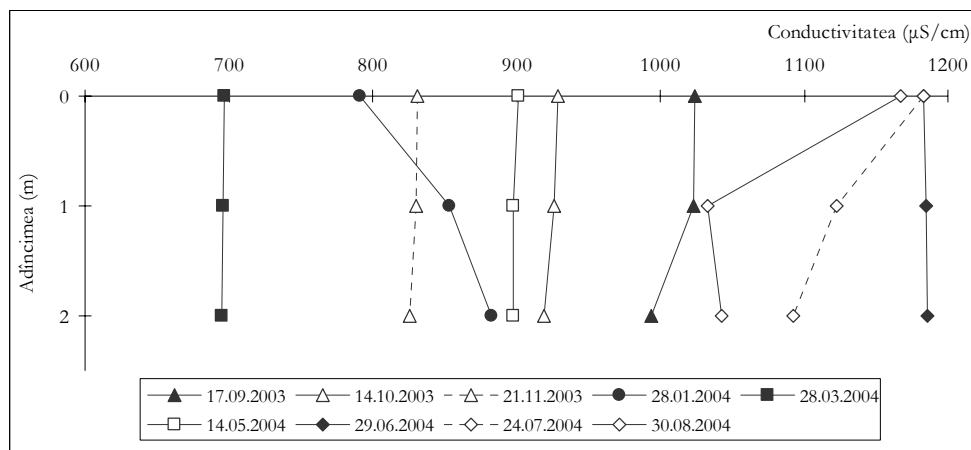


Fig. 28 Variația conductivității în 2003 și 2004 în iazul piscicol Țaga Mare

Valoarea medie a salinității pentru iazul Țaga Mare pentru perioada septembrie 2003 - august 2004 a fost de $509,96 \text{ mg/L} \pm 31,42$. Valorile puțin mai ridicate pentru Lacul Știucii ar putea fi explicate de zăcămintul de sare prezent în această zonă, cu care probabil mai există schimburi fie pe calea tributurilor fie prin pînza freatică ce poate reprezenta pînă la 50% din totalul influxului de ape în perioada de vară (Șerban și Sorocovschi, 2003).

Transparența (grosimea stratului de apă prin care se poate observa conturul unui obiect submersat) este influențată de lumina absorbită, de cantitatea de substanțe dizolvate și de particulele în suspensie, dar și de factori climatici și anotimp. Așa-numita transparență Secchi (ce reprezintă valorile transparenței măsurate cu ajutorul discului Secchi), frecvent utilizată în limnologie, este influențată, pe lângă parametri enunțați anterior, și de dinamica rețelilor trofice din bazinul acvatic respectiv (Lathrop și colab., 2000). În Lacul Știucii media transparenței Secchi măsurate pe toată perioada de studiu (mai 2003 – aprilie 2005) a fost de $2,07 \text{ m} \pm 0,33$, cu o maximă de $4,04 \text{ m}$ înregistrată în noiembrie 2004 și o minimă de $0,68 \text{ m}$ în februarie 2005. În perioada analizată nu a fost surprinsă așa-numita fază de limpezire („*the clear water phase*”), probabil datorită duratei limitate a acesteia. Valorile mari ale transparenței Secchi la sfîrșitul toamnei și începutul iernii 2004 ar putea fi legate de biomasa mică a fitoplanctonului în aceste perioade, ca și creșterea transparenței în lunile de vară 2004. Valorile transparenței Secchi au fost mult mai mici în iazul Țaga Mare, media lor fiind de $0,54 \pm 0,21$ pe perioada septembrie 2003 – august 2004. Transparența a fost mai mare la sfîrșitul toamnei – iarna (2004) și mică vara.

Deși numeroase elemente și compuși sunt necesari în biosinteză pentru organismele acvatice, azotul și fosforul sunt considerați ca fiind nutrienții principali limitativi pentru producția primară, cu influențe și asupra celorlalte compartimente trofice. Combinațiile chimice sub care este prezent **azotul** în

ecosistemele acvatice sunt anorganice (azot molecular sub formă de gaz, azotați, azoțiți, săruri de amoniu, uree) dar există și compuși organici dizolvați. Ciclul azotului în ecosistemele acvatice include procese biochimice complexe în care diversele forme ale azotului se modifică prin fixare, asimilare și reducere (Wetzel, 2001). Acest ciclu al azotului în lacuri este realizat în mare măsură de microorganisme; oxidarea și reducerea bacteriană sunt asociate asimilării fotosintetice și utilizării de către alge, bacterii fotosintetice și macrofite. Rolul direct al animalelor este destul de redus, însă în anumite condiții activitățile de hrănire ale erbivorelor („grazing”) pot avea o influență semnificativă.

Valorile concentrației de azot total măsurat în Lacul Știucii au fost mai mult sau mai puțin constante în perioada de studiu (mai 2003 – aprilie 2005), înregistrând o medie de $598,42 \mu\text{g/L} \pm 50,2$, cu excepția lunilor august și septembrie 2004, când acest parametru a depășit $2500 \mu\text{g/L}$ (fig. 29). Valorile medii ale azotului total înregistrate în perioada cuprinsă de prezentul studiu au fost mai mici decât cele semnalate de Gudasz (2004), care vorbește de o medie de $1177,13 \mu\text{g/L} \pm 247,47$ în 2001 și $1237,2 \mu\text{g/L} \pm 286,6$ pentru 2002, dar concordă cu datele preluate de la Direcția Apelor Someș-Tisa, Cluj-Napoca (Administrația Națională Apele Române), care au declarat valori ale azotului total de $0,581 - 0,763 \text{ mg/L}$ pentru aprilie 2004; $0,302 - 0,527 \text{ mg/L}$ pentru iunie și august 2004 și $0,751 \text{ mg/L}$ pentru perioada aprilie-septembrie 2005.

Valorile mari ale azotului total înregistrate în august și septembrie 2004 și-ar putea găsi explicația în cantitatea mare de precipitații căzute în luna anterioară acestei perioade (iulie 2004 – media lunară $174,5 \text{ mm}$ - sursa: postul meteo Fizeșu Gherlii), precipitații care ar fi putut antrena cantități mari de nutrienți (în special compuși ai azotului) de pe terenurile agricole sau cele pășunate din jurul lacului. Un aspect interesant al variației concentrației azotului total este relația sa cu dinamica densității comunității de zooplancton (formată din copepode ciclopide, cladocere și rotifere mai mari de $50/55 \mu\text{m}$). Deși nu

sunt corelate (coeficientul de corelație de rang Spearman (-0,1026) este nesemnificativ statistic), se poate observa din fig. 30 că valoarea maximă a concentrației azotului total din august 2004 este „încadrată” de un maximum de dezvoltare al zooplanctonului din mai 2004 (datorat cladocercilor și rotiferelor) și de un alt maxim al zooplanctonului din octombrie 2004 (datorat exclusiv rotiferelor). Avînd în vedere faptul că în lanțurile trofice lentice nutrienții sunt necesari comunității fitoplanctonice care reprezintă la rîndul său sursă de hrană pentru zooplanctonul erbivor (format majoritar din cladocere și rotifere), putem concluziona că o astfel de evoluție nu poate fi întîmplătoare.

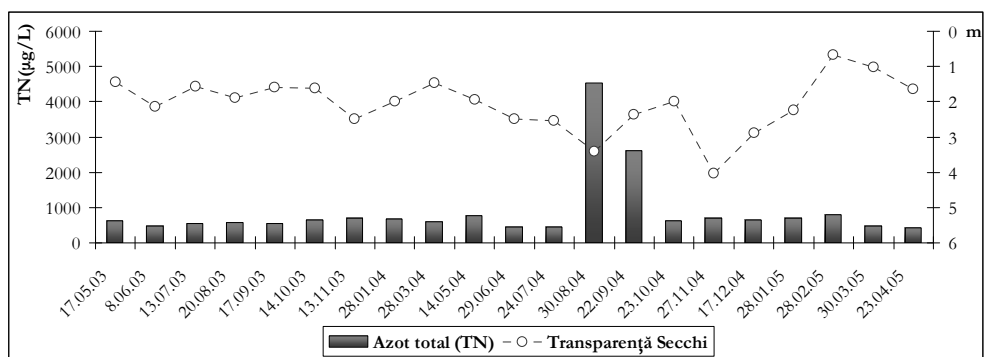


Fig. 29 Variația concentrației de azot total (TN) și a transparenței Secchi la cele 21 de date de prelevare din Lacul Știucii în perioada mai 2003 – aprilie 2005

Valorile azotului total măsurate în iazul piscicol Țaga Mare pentru perioada septembrie 2003 - august 2004 (fig. 31) au fost mult mai mari comparativ cu cele din Lacul Știucii, înregistrîndu-se o medie de $1173,97 \mu\text{g/L} \pm 323,72$ pentru primele 8 date de prelevare, în timp ce în luna august 2004, cantitatea de azot total măsurată a depășit $5500 \mu\text{g/L}$, variație similară cu situația din Lacul Știucii. Conform datelor de la Direcția Apelor Someș-Tisa, Administrația Națională Apele Române, concentrația de azot total măsurată în Țaga Mare a fost de $1780 \mu\text{g/L}$ pentru data de 17.09.2003.

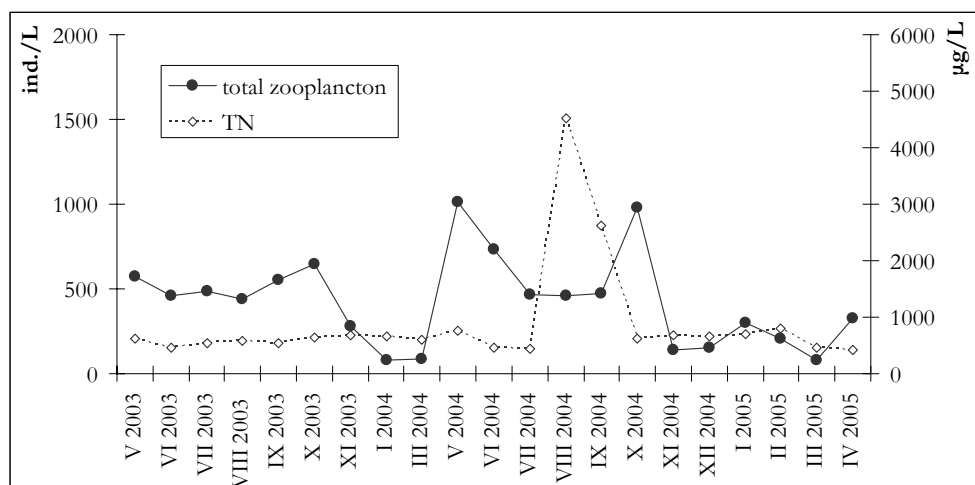


Fig. 30 Variația concentrației de azot total (TN) și a densității zooplanctonului total din Lacul Știucii la cele 21 de date de colectare

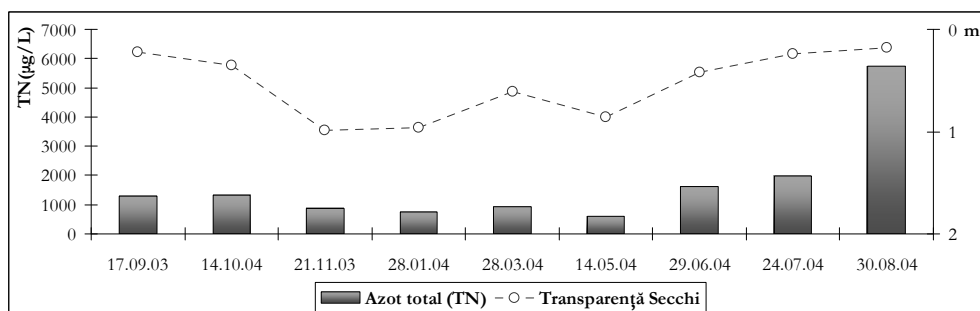


Fig. 31 Variația cantității de azot total (TN) și a transparenței Secchi în perioada septembrie 2003 – august 2004 în Țaga Mare

Fosforul joacă un rol major în procesele metabolice; în comparație cu alți macronutrienți necesari organismelor acvatice, acest element se găsește în cantități mici în mediul acvatic, astfel devenind cel mai important factor limitativ pentru producție. Cantitatea de fosfor din apă este condiționată de cantitatea acestuia în substrat, de cantitatea de substanțe organice, de temperatură și de intensitatea activității bacteriene care realizează mineralizarea materiei organice. Ciclul fosforului în zona trofogenă are loc pe numeroase căi, iar transformarea între diversele forme se realizează de obicei extrem de rapid

(Wetzel, 2001). Organismele din regnul Protista (cum ar fi flagelatele) și organismele zooplanctonice ce se hrănesc cu bacterii și alte particule sestonice excretă fosfor solubil și amoniu. Acești nutrienți sunt utilizați rapid de alge și bacterii, iar atunci când concentrațiile de fosfor sunt scăzute, aceste surse de fosfor reciclat devin critice pentru creșterea și succesiunea fitoplanctonului (Wetzel, 2001). Pe de altă parte, Malley și colab. (1988) arată că, în condiții experimentale de creștere a concentrației de azot și fosfor, populația de crustacee zooplanctonice a scăzut drastic în densitate.

Valorile fosforului total măsurate în Lacul Știucii în perioada de studiu au înregistrat o medie de $19,82 \mu\text{g/L} \pm 3,78$ (fig. 32), fiind din nou similare cu cele puse la dispoziție de Direcția Apelor Someș-Tisa, Administrația Națională Apele Române (cu o medie de $18,10 \mu\text{g/L}$ pentru perioada aprilie-septembrie 2005), dar inferioare celor măsurate în 2001 ($41,44 \mu\text{g/L} \pm 12,02$) și 2002 ($52,02 \mu\text{g/L} \pm 33,66$) (Gudas, 2004). În lunile august și septembrie 2004 au fost înregistrate cele mai mici valori ale fosforului total, în opoziție cu valorile maxime ale azotului total din lunile respective.

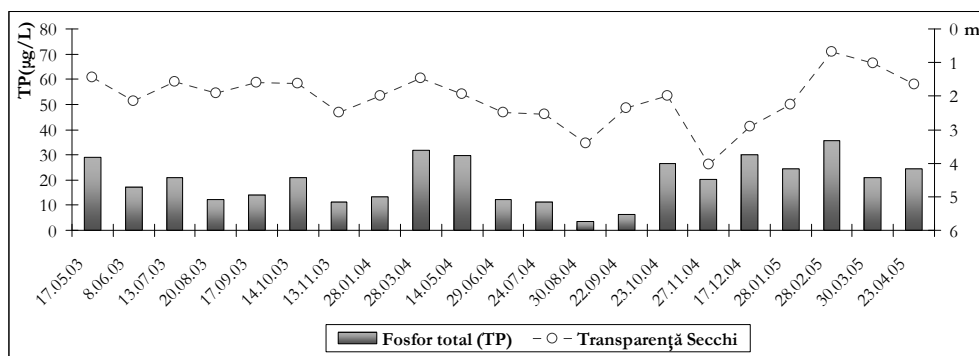


Fig. 32 Variația concentrației de fosfor total (TP) și a transparenței Secchi în Lacul Știucii în perioada de studiu

Și valorile fosforului total măsurate în iazul Țaga Mare (fig. 33) au fost mult mai ridicate comparativ cu cele din Lacul Știucii, avînd o medie de $179,5$

$\mu\text{g/L} \pm 50,32$ în perioada septembrie 2003 – august 2004. Valorile fosforului total preluate de la Direcția Apelor Someș-Tisa, Administrația Națională Apele Române, au fost de $90 \mu\text{g/L}$ pentru data de 17.09.2003.

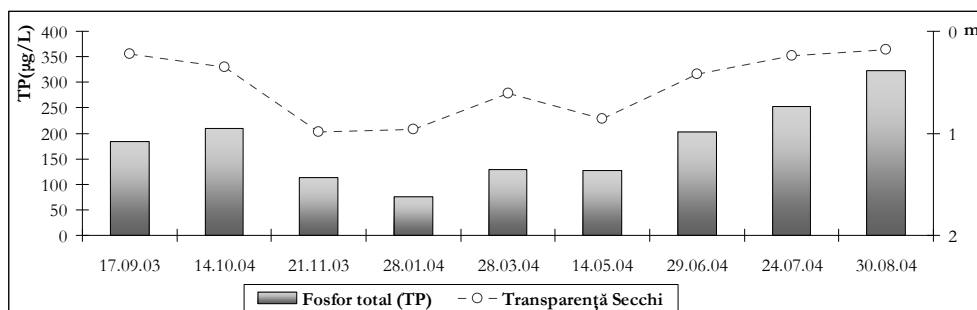


Fig. 33 Variația concentrației fosforului total (TP) și a transparenței Secchi în Țaga Mare la cele 9 date de prelevare

Nivelul de troficitate al bazinelor acvatice se poate aprecia cu exactitate după cantitatea de compuși cu azot și fosfor prezenți în apă. Rezultatele programului de cercetare OECD (1982) au dus la definirea cu exactitate a termenilor de „oligotrof” și „eutrof” prin stabilirea de limite precise cum ar fi cele ale concentrațiilor fosforului total în timpul amestecului maselor de apă din primăvară (tabel 5). Având în vedere faptul că în Lacul Știucii s-a surprins faza de amestec a maselor de apă în luna martie a anului 2004, valoarea fosforului total măsurată la această dată (de $31,788 \mu\text{g/L}$) încadrează acest lac în categoria mezotrof – eutrof. Pentru Țaga Mare, media concentrației de fosfor total din timpul amestecului de primăvară din martie – mai 2004 ($127,85 \mu\text{g/L}$) arată gradul de hipertrofie a acestui bazin. Din punct de vedere al standardului național (tabelul 5), Lacul Știucii se încadrează între mezotrof și eutrof din punct de vedere al concentrației de azot total (cu o medie pe toate lunile de studiu, inclusiv august și septembrie 2004, de $0,881 \text{ mg/L TN}$) și între oligotrof și mezotrof pentru fosfor total (cu o medie pe toate lunile de studiu de $0,019 \text{ mg/L TP}$). Iazul Țaga Mare este conform acestui standard național

hipertrof, atât din punct de vedere al azotului total (media pe toate lunile de studiu, inclusiv august 2004, a fost 1,680 mg/L TN) dar și al fosforului total (media fiind de 0,179 mg/L).

Tabel 5 Stabilirea gradului de eutrofizare a bazinelor acvatice în funcție de concentrațiile de nutrienți

Gradul de eutrofizare	OECD (1982)(preluat din Lampert și Sommer, 2007)	Standard național (cf. Ord. nr. 161/2006)	
Parametru	Concentrația fosforului total în timpul circulației de primăvară (μg/L)	Concentrația fosforului total (mg/L)	Concentrația azotului total (mg/L)
Ultraoligotrof	<5	0,005	0,2
Oligotrof	5-10	0,01	0,4
Mezotrof	10-30	0,03	0,65
Eutrof	30-100	0,1	1,5
Hipertrof	>100	>0,1	>1,5

O modalitate extrem de eficientă de vizualizare a setului de date este realizarea diagramelor de tip bidimensional prin analiza în componente principale (*PCA –Principal Components Analysis*). Fig. 34 prezintă această diagramă realizată pe baza valorilor medii ale parametrilor fizico-chimici măsurați în Lacul Știucii (stația **S1**) la cele 21 de luni de prelevare, scopul realizării acestui grafic fiind cel de a ordona datele de prelevare în funcție de parametrii cei mai importanți. Conform reprezentării din caseta figurii 34, se observă corelația negativă puternică dintre temperatură și oxigen pe de o parte și cea pozitivă dintre conductivitate și salinitate pe de altă parte. Cu cât variabilele se apropie mai mult de marginea cercului, cu atât sunt mai bine explicate de diagrama PCA. Astfel, temperatura este asociată axei F1 (valoarea cosinusului pătrat folosită pentru preîntâmpinarea erorilor de proiectare pe două axe este ridicată 0,615) și arată că datele de prelevare: octombrie 2003, septembrie 2003, august 2003, iulie 2003 au înregistrat temperaturi medii ridicate (peste 13°C), aflându-se în partea pozitivă a axei. Pe de altă parte, datele de prelevare: ianuarie 2004, noiembrie 2004, noiembrie 2003, decembrie 2004

s-au grupat în partea negativă a axei F1, datorită temperaturilor medii mici înregistrate (3 - 5°C). Similar se interpretează gruparea datelor de prelevare în funcție de conductivitate și salinitate: ținând cont că acești parametri sunt explicați tot de axa F1, datele de prelevare: august 2004, septembrie 2004 și iunie 2004 s-au grupat în partea pozitivă a axei datorită valorilor mari înregistrate (peste 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ conductivitate), spre deosebire de data martie 2004, ce se află în partea negativă a axei F1.

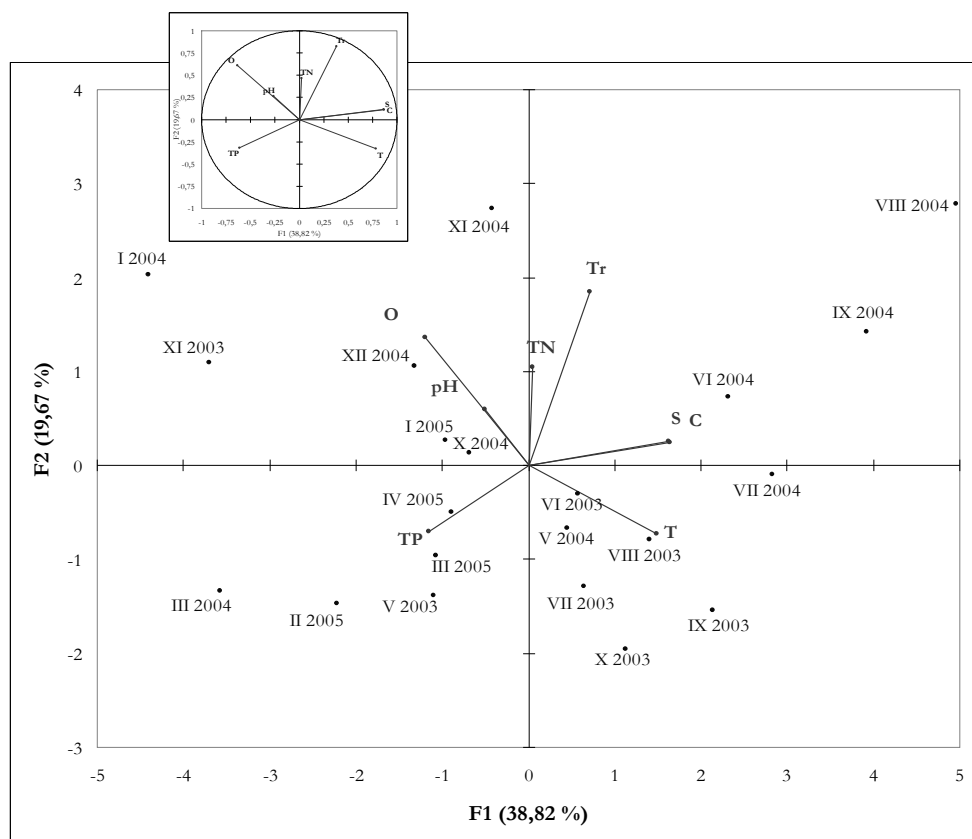


Fig. 34 Diagrama de tip “biplot” realizată prin analiză în componente principale (PCA – *Principal Components Analysis*) pe baza valorilor medii ale parametrilor fizico-chimici măsurati în cele 21 de luni de prelevare (notate în grafic prin cifre romane) (**T** – temperatură; **O** – oxigen dizolvat; **C** – conductivitate; **S** – salinitate; **TN** – concentrația azotului total; **TP** – concentrația fosforului total; **Tr** - transparența); axele F1 și F2: 58,49 %; în casetă: situația variabilelor în “cercul de corelație” în planurile F1x F2

5. COMPOZIȚIA CALITATIVĂ A COMUNITĂȚILOR DE MICROCRUSTACEE PLANCTONICE

În perioada de studiu cuprinsă între lunile mai 2003 și aprilie 2005 au fost identificate în total 26 de specii de cladocere și copepode ciclopide din Lacul Știucii și iazul Țaga Mare, 19 specii doar în primul bazin acvatic, 12 specii doar în al doilea și 5 specii comune (tabel 6).

Un număr de 15 specii de cladocere a fost prezent în lacurile studiate, 10 specii în Lacul Știucii și 9 în Țaga Mare (tabel 6). Majoritatea cladocerelor identificate au fost femele partenogenetice cu ouă sau fără; în proporție mai mică au fost prezenți masculi de cladocere și femele gamogenetice. *Alona rectangula* Sars, 1862 (fig. 37), prezentă în ambele lacuri mai puțin în lunile de iarnă, este o specie regăsită de obicei în ape eutrofe limpezi, fiind o forma euritermă (Negrea, 1983a). *Bosmina longirostris* O.F. Müller, 1776 (fig. 35), identificată din ambele bazine acvatice în toate datele de prelevare, este o specie euritermă termofilă planctonobică, întâlnindu-se de cele mai multe ori în masa apei iazurilor și în general a tuturor apelor mici eutrofe nepoluate. Este o specie perenă, frecventă iarna sub pod de gheață. *Ceriodaphnia pulchella* Sars, 1862 (fig. 36), prezentă de asemenea în ambele lacuri, este o specie planctonofilă, euritermă termofilă, ce se dezvoltă cu precădere în apa liberă, limpede. Totuși, *Ceriodaphnia* este cunoscută în literatură ca fiind bine adaptată și la zonele cu vegetație submersă, putând tolera chiar condiții de hipoxie (Jeppesen și colab., 1998). *Chydorus sphaericus* O.F. Müller, 1776 (emend. Frey, 1980) (fig. 41 și 43), identificat și în Lacul Știucii și în Țaga Mare, este o specie des întâlnită în ape eutrofe, cel mai adesea perenă, găsită și sub gheață. Este cel mai frecvent și răspândit cladocer din România, prezent de la Marea Neagră

pînă la 2240 m altitudine. *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (fig. 38 și 39), specie prezentă doar în Lacul Știucii, a fost identificată (alături de *Bosmina longirostris*) în toate datele de prelevare. După Negrea, 1983a, se dezvoltă cu precădere în lacurile eutrofe mai mult sau mai puțin adînci și întinse, cu mult luciu de apă, fiind o specie prin excelență euplanctonică, ce preferă apa liberă. Este euritermă termofilă. *Daphnia galeata* Sars, 1864 (fig. 40), identificată doar în Țaga Mare, se dezvoltă cu precădere în lacurile eutrofe, cu mult luciu de apă, din unele iazuri îngrășate pentru piscicultură. Este o specie euplanctonică – trăiește în zone fără macrofite, în toată coloana de apă, deasupra sau în ochiurile de apă liberă din vegetația submersă (Negrea, 1983b); în toată verii de regulă slab reprezentată din cauza dezvoltării altor specii planctonice termofile sau a macrofitelor; specie euritermă termofilă. *Diaphanosoma orghidani* Negrea, 1982 (fig. 46), găsită tot doar în iazul Țaga Mare, este o specie ce preferă apa liberă și limpede, inclusiv cea din ochiurile din vegetația emersă, submersă și plutitoare, din orizontul de deasupra macrofitelor submerse și cel de lîngă fund. *Graptoleberis testudinaria* Negrea, 1982 (fig. 42), identificată doar în Lacul Știucii, se regăsește cu precădere în vegetația submersă, ochiurile și apa liberă din preajma ei; frecventă și în macrofitele plutitoare și emerse, fiind o specie cosmopolită din punct de vedere al răspîndirii geografice. *Ilyocryptus sordidus* Liévin, 1848 (fig. 47), găsit doar în Țaga Mare, preferă fundul mîlos și nisipos de la adîncimi mici din apele bogate în vegetație emersă și submersă (deci bogate în detritus). Este o specie euritermă și neutrofilă; cosmopolită din punct de vedere al răspîndirii geografice; după unii autori pătrunde în substrat pînă la 10 cm scormonind după hrană (Flössner, 1972). *Leydigia acanthocercoides* Fischer, 1854 (fig. 48), identificată tot în Țaga Mare, este o specie destul de rară în România (Negrea, 1983a); trăiește în ape de la altitudini mici, pe fundul mîlos fără vegetație sau cu macrofite și mult detritus, cu precădere pe mîlul din ochiurile de apă liberă din stufăriș și din desişurile de plante submerse. Este

euritermă - termofilă și neutrofilă. *Moina brachiata* Jurine, 1820 (fig. 41), prezentă doar în Țaga Mare, este o specie planctonică de ape mici eutrofe, bine încălzite, cu fund mîlos sau argilos; se dezvoltă cu precădere în iazuri și heleștei; indivizi izolați apărînd uneori în apele întinse și puțin adînci. Populații masive se găsesc în ape cu înfloriri cauzate de alge, de unde importanța sa ca indicator al troficității bazinelor acvatice. *Pleuroxus aduncus* Jurine, 1820 (fig. 43 și 44) identificată doar din Lacul Știucii, este frecventă în apele invadate de vegetație, fără a evita zonele libere. Este o specie cosmopolită, ca și *Pleuroxus laevis* Sars, 1862 (fig. 44) (identificată tot doar din Lacul Știucii), care preferă fundul mîlos cu vegetație sau apa liberă din imediata apropiere. *Scapholeberis mucronata* O.F. Müller, 1776 (fig. 43) (găsită doar la o dată de prelevare în Lacul Știucii), se dezvoltă cu precădere în hiponeustonul de la mal și mai rar în largul apelor întinse puțin adînci, liniștite, bogate în alge și macrofite submerse, emerse și plutitoare. *Simocephalus vetulus* O.F. Müller, 1776 (fig. 45), doar din Lacul Știucii, este o specie macrofitofilă, una dintre cele mai frecvente și larg răspîndite în România (Negrea, 1983a). Preferă zonele cu macrofite submerse și plutitoare, inclusiv ochiurile dintre ele, mîlul dintre rizomii plaurilor, între plantele emerse și pe fundul fără vegetație din preajma macrofitelor. De regulă prezentă tot anul, însă cu puține exemplare. Numeroase efipii – forme de rezistență – au fost găsite în probele prelevate de la adîncimile maxime de la toate stațiile din lacul Știucii și Țaga Mare (fig. 49). În cele două lacuri studiate au fost identificate în total 11 specii de copepode ciclopide, 9 specii în Lacul Știucii, 3 în Țaga Mare, doar *Cyclops vicinus* fiind comună în cele două bazine. În ceea ce privește copepodul *Acanthocyclops vernalis* Fischer, 1863 (fig. 58), identificarea s-a făcut după Damian-Georgescu (1963), dar nenumăratele revizuiți ale genului *Acanthocyclops* aruncă multe semne de întrebare asupra caracterelor folosite atunci în departajarea speciilor (de exemplu Dodson și colab., 2003, pentru a cita doar o lucrare ce se referă chiar la specia *A. vernalis*).

Astfel, caracterul de diferențiere a speciei *A. vernalis* de subspecia *A. v. robustus* semnalat în Damian-Georgescu (1963) era prezența unui al treilea spin pe endopoditul 3 al perechii numărul 4 de picioare, caracter abandonat ulterior (Einsle, 1993; Mirabdulaev și Defaye, 2002), datorită mării variabilități intraspecifice. Din cauza numărului mic de indivizi adulți prelevați în 2004 din iazul Țaga Mare am ales să ne referim la această specie ca *Acanthocyclops* cf. *vernalis*, datorită semnalării anterioare a prezenței sale în acest bazin acvatic, dar cu rezervele prezentate anterior. *Cryptocyclops bicolor* Sars, 1863 (fig. 59) este considerată a fi o specie cosmopolită, ce trăiește în zonele liniștite ale bazinelor cu apă dulce. *Cyclops vicinus* Ulianine, 1875 (fig. 51), identificată în ambele bazine, este frecventă în lacurile și bălțile mari, aproape în tot cursul anului, cu maxim de dezvoltare în timpul iernii și primăvara (Damian-Georgescu, 1963). *Eucyclops macruroides* Lilljeborg, 1901 (fig. 56 și 57) se întâlnește deseori în lacuri și bălți mai mari, în zona litorală cu macrofite; este o specie euritermă, policiclică. *Eucyclops serrulatus* Lilljeborg, 1901 (fig. 57) prezintă o adaptabilitate crescută la diferite condiții de mediu, întâlnindu-se în ape cu cele mai variate caractere, de la izvoare montane la mocirle. În lacuri, preferă desigurile de macrofite, în litoral sau sublitoral (Damian-Georgescu, 1963). *Macrocyclus albidus* Jurine, 1820 (fig. 54) trăiește în condiții foarte variate, având o extremă posibilitate de adaptare, în special la variațiile de temperatură. Specie cosmopolită, preferă ape limpezi cu multă vegetație. *Macrocyclus distinctus* Richard, 1887 (fig. 55) trăiește mai mult în tufișurile de macrofite din litoralul lacurilor, fiind o specie euritermă. *Megacyclus viridis* Jurine, 1820 (fig. 60) este o specie cosmopolită, populând toate biotopurile acvatice continentale (Pleșa și Müller, 2002). *Mesocyclops leuckarti* Claus, 1857 (fig. 52) este o specie termofilă cosmopolită ce trăiește în ape cu caracter diferit, de la bălți până la lacurile mari.

Tabel 6 Lista speciilor de cladocere și copepode identificate în Lacul Știucii (stațiile **S1, S2, S3**) și iazul piscicol Țaga Mare (stația **T1**) în 2003-2005

TAXONI	S1	S2	S3	T1
Subordinul CLADOCERA*				
Familia Sididae				
<i>Diaphanosoma orghidani</i> Negrea, 1982	-	-	-	✓
Familia Daphniidae				
<i>Ceriodaphnia pulchella</i> Sars, 1862	✓	✓	✓	✓
<i>Daphnia cucullata</i> Sars, 1862	✓	✓	✓	-
<i>Daphnia galeata</i> Sars, 1864	-	-	-	✓
<i>Scapholeberis mucronata</i> O.F. Müller, 1776	-	-	✓	-
<i>Simocephalus vetulus</i> O.F. Müller, 1776	✓	✓	✓	-
Familia Moinidae				
<i>Moina brachiata</i> Jurine, 1820	-	-	-	✓
Familia Bosminidae				
<i>Bosmina longirostris</i> O.F. Müller, 1776	✓	✓	✓	✓
Familia Eurycercidae				
<i>Alona rectangula</i> Sars, 1862	✓	✓	✓	✓
<i>Chydorus sphaericus</i> O.F. Müller, 1776	✓	✓	✓	✓
<i>Graptoleberis testudinaria</i> Fischer, 1848	-	✓	✓	-
<i>Leydigia acanthocercoides</i> Fischer, 1854	-	-	-	✓
<i>Pleuroxus aduncus</i> Jurine, 1820	✓	✓	✓	-
<i>Pleuroxus laevis</i> Sars, 1862	✓	✓	✓	-
Familia Macrothricidae				
<i>Ilyocryptus sordidus</i> Liévin, 1848	-	-	-	✓
Subclasa COPEPODA**				
Familia Cyclopidae				
Subfamilia Eucyclopinae				
<i>Eucyclops macruroides</i> Lilljeborg, 1901	-	✓	✓	-
<i>Eucyclops serrulatus</i> Lilljeborg, 1901	-	-	✓	-
<i>Macrocyclus albidus</i> Jurine, 1820	-	✓	✓	-
<i>Macrocyclus distinctus</i> Richard, 1887	-	✓	✓	-
Subfamilia Cyclopinae				
<i>Acanthocyclops</i> cf. <i>vernalis</i> Fischer, 1863	-	-	-	✓
<i>Cryptocyclops bicolor</i> Sars, 1863	-	✓	✓	-
<i>Cyclops vicinus</i> Ulianine, 1875	✓	✓	✓	✓
<i>Megacyclops viridis</i> Jurine, 1820	-	✓	✓	-
<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus, 1857	✓	✓	✓	-
<i>Thermocyclops crassus</i> Fischer, 1853	✓	✓	✓	-
<i>Thermocyclops oithonoides</i> Sars, 1863	-	-	-	✓

* încadrare taxonomică după Negrea, 2007; ordinea familiilor după Negrea și colab., 1999; speciile sunt ordonate alfabetic în cadrul familiilor;

** încadrare taxonomică după Dussart și Defaye, 2006 și Iepure, 2007; speciile sunt ordonate alfabetic în cadrul subfamiliilor.

Thermocyclops crassus Fischer, 1853 (fig. 52) este o formă termostenotermă, neîntâlnită în timpul iernii și cu maximul de dezvoltare în perioada călduroasă a anului (Damian-Georgescu, 1963). *Thermocyclops oithonoides* Sars, 1863 (fig. 53), specie identificată doar în Țaga Mare, este o formă iubitoare de căldură, întâlnită tot timpul anului însă iarna doar cu exemplare izolate, maximul de dezvoltare fiind vara și la începutul toamnei (Damian-Georgescu, 1963). În general, numărul indivizilor aflați în diferite stadii ontogenetice preadulte poate depăși de 10 - 20 de ori numărul indivizilor adulți de copepode (Pleșa și Müller, 2002). Această situație este caracteristică și lacurilor studiate, unde nauplii și copepodiții (fig. 50) au fost prezenți în toate datele de prelevare și la toate adâncimile. Avînd în vedere faptul că sunt imposibile identificările taxonomice la nivelul acestor stadii, ei au fost consemnați și analizați ca atare. În ambele bazine acvatice studiate, pe lângă speciile de microcrustacee planctonice au fost identificate rotifere (fig. 61), care, deși o importantă componentă a comunității de zooplancton, nu reprezintă tema lucrării de față, astfel că au fost considerate în prelucrările cantitative ca grup. 8 genuri de rotifere au fost identificate în Lacul Știucii și 6 în Țaga Mare (tabel 7), însă datorită modului de prelevare a probelor, utilizînd un fileu zooplanctonic pentru crustacee cu dimensiunile ochiului mai mari de 50/55 μm , doar rotiferele ce depășesc această dimensiune au putut fi considerate.

În probele de zooplancton au fost găsite și organisme pătrunse accidental în echipamentul de prelevare. Astfel, au fost semnalati reprezentanți ai bentosului: larve de insecte, oligochete, nematode, hidre, bivalve, gastropode, acarieni acvatici, ostracode (fig. 62). Larvele de *Chaoborus* (insecte, diptere) reprezintă un component major al faunei bentonice profunde din lacuri, fiind prădători vorace ai organismelor zooplanctonice. În probele de zooplancton a fost semnalat de asemenea la multe date de prelevare dinoflagelatul *Ceratium* sp.

În unele probe a fost observată (la nivel macroscopic) cianofita *Oscillatoria* sp. dar și alte organisme, cum ar fi epiparaziți ai peștilor (branchiurul *Argulus* sp.) (fig. 62).

Tabel 7 Lista genurilor de rotifere din cele două lacuri studiate în perioada 2003-2005

TAXONI	Lacul Știucii	Iazul Țaga Mare
Filum Rotifera*		
Clasa Eurotatoria		
Familia Asplanchnidae		
<i>Asplanchna</i> Gosse 1850	✓	✓
Familia Brachionidae		
<i>Brachionus</i> Pallas 1776	✓	✓
<i>Keratella</i> Bory De Saint Vincent 1822	✓	✓
Familia Lecanidae		
<i>Lecane</i> Nitzsch 1827	✓	-
Familia Proalidae		
<i>Proales</i> Gosse 1886	✓	-
Familia Synchaetidae		
<i>Polyarthra</i> Ehrenberg 1834	✓	✓
Familia Trichocercidae		
<i>Trichocerca</i> Lamarck 1801	✓	✓
Familia Trochosphaeridae		
<i>Filinia</i> Bory De St. Vincent 1824	✓	✓
* încadrare taxonomică după Ricci și Segers (red.), 2004; familiile sunt ordonate alfabetic		

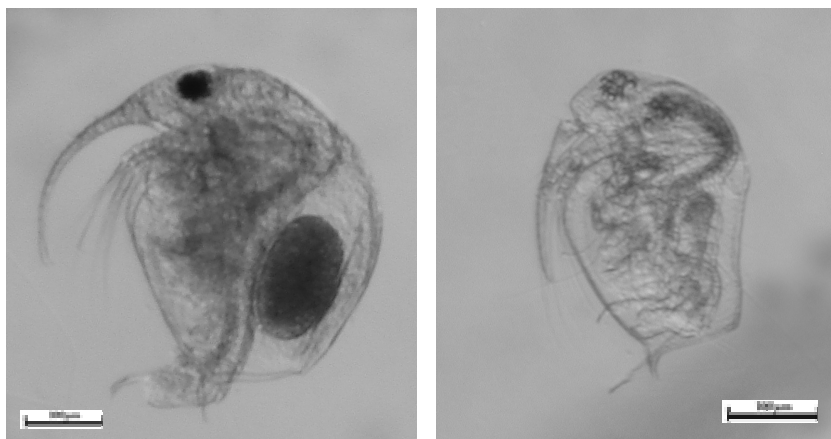


Fig. 35 *Bosmina longirostris* din Lacul Știucii: stînga - femelă gamogenetică (17.12.2004); dreapta - mascul (27.11.2004)

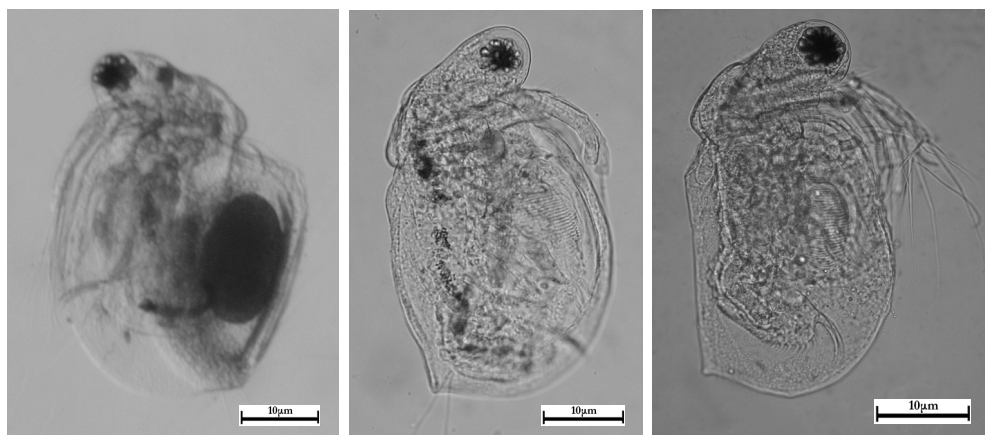


Fig. 36 *Ceriodaphnia pulchella* din Lacul Știucii: stînga – femelă gamogenetică (14.10.2003); centru – femelă partenogenetică neovigeră (14.10.2003); dreapta – mascul (23.10.2004)

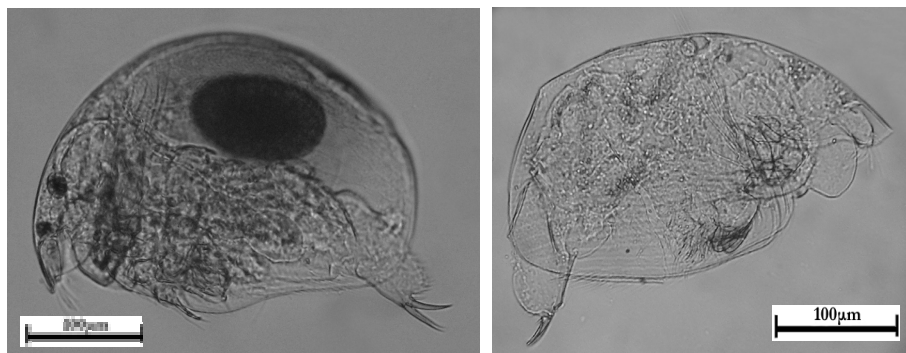


Fig. 37 *Alona rectangula* din Lacul Știucii (stînga – femelă gamogenetică, 23.10.2004) și din Iazul Țaga Mare (dreapta – mascul, 21.11.2003)

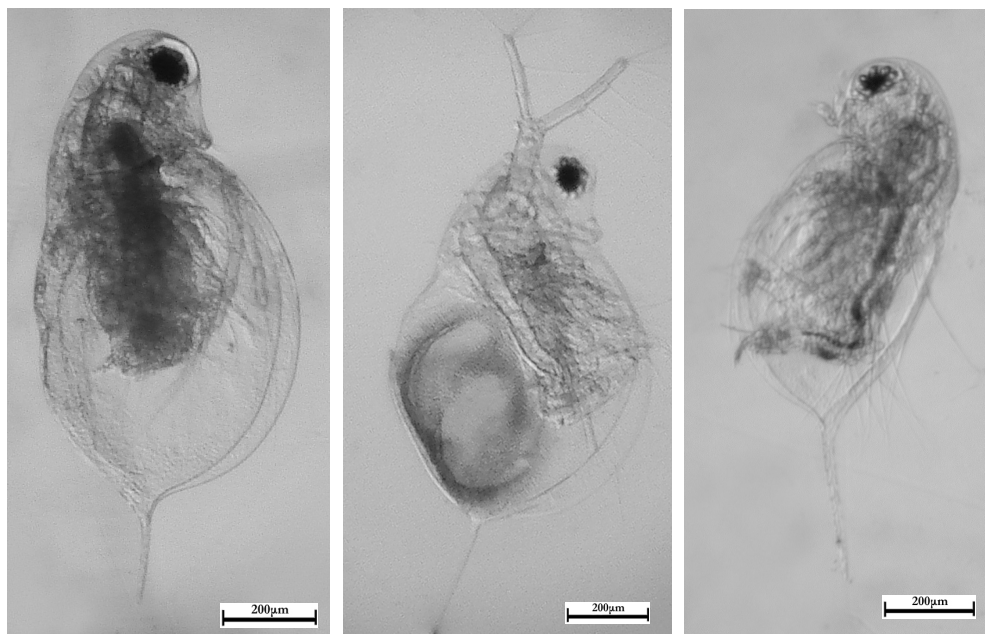


Fig. 38 *Daphnia cucullata* din Lacul Știucii: stînga - femelă partenogenetică neovigera, 17.12.2004; mijloc - femelă gamogenetică, 17.12.2004; dreapta – mascul, 14.10.03

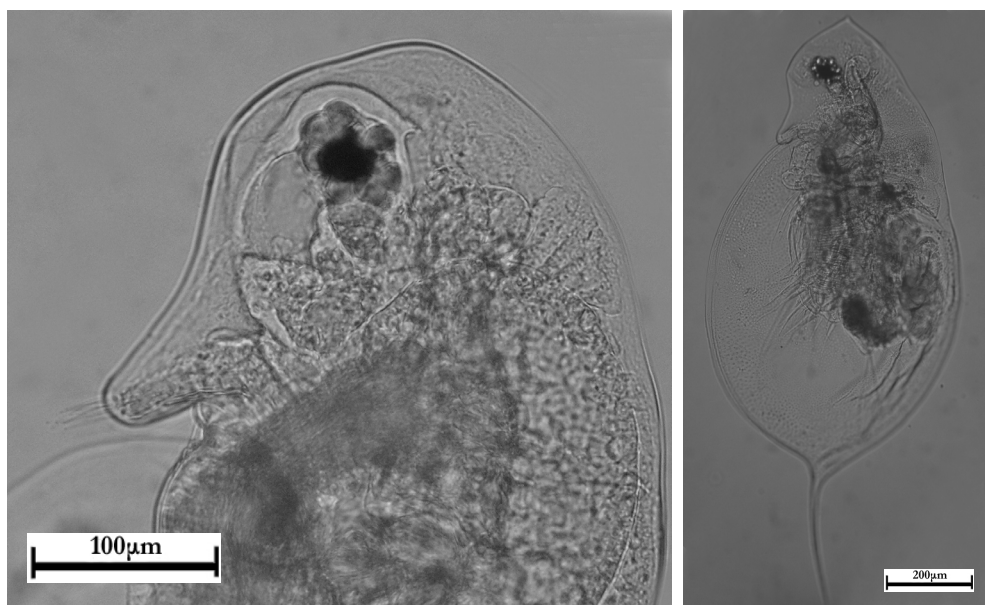


Fig. 39 *Daphnia cucullata* din Lacul Știucii: stînga – femelă partenogenetică neovigera, 8.06.2003, detaliu - rostru rotunjit; dreapta – femelă partenogenetică neovigera, 8.06.2003

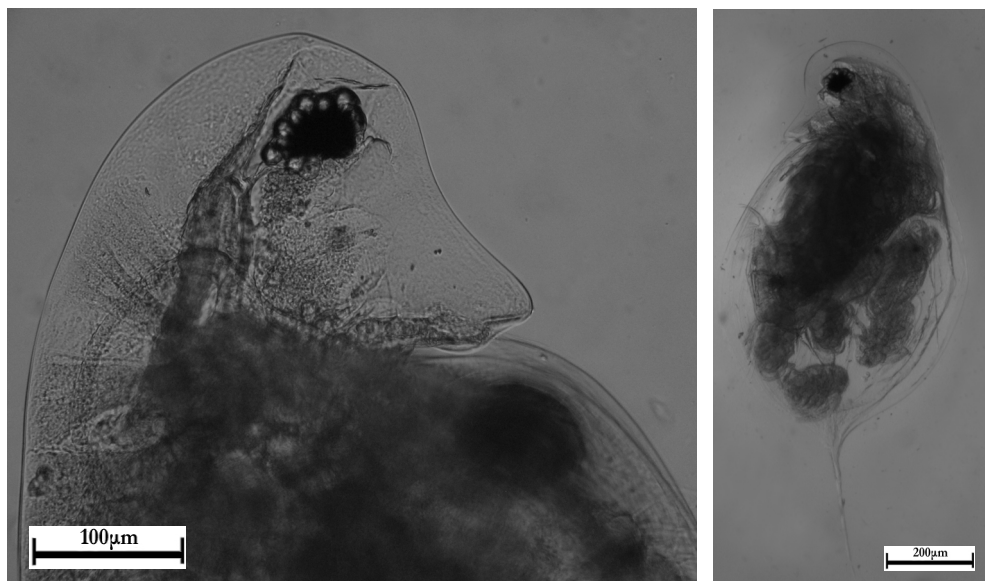


Fig. 40 *Daphnia galeata* din iazul Țaga Mare: stînga – femelă partenogenetică ovigeră, 28.01.2004, detaliu - rostru trunchiat; dreapta femelă partenogenetică ovigeră, 28.01.2004

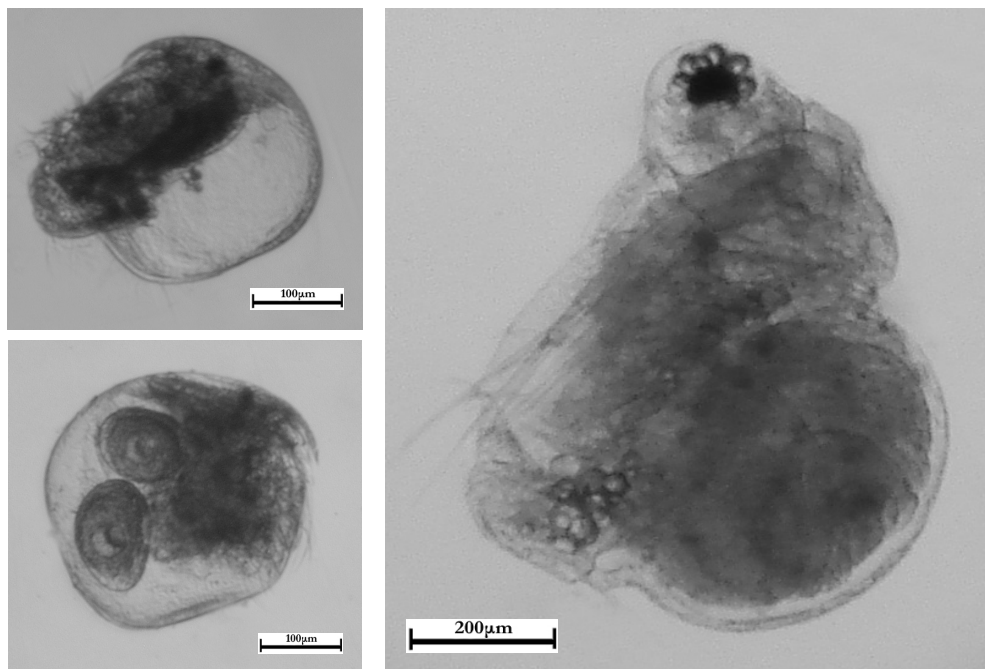


Fig. 41 *Chydorus sphaericus*: stînga sus femelă partenogenetică neovigeră din iazul Țaga Mare, 14.05.2004; stînga jos femelă partenogenetică ovigeră din Lacul Știucii, 28.03.2004; *Moina brachiata*: femelă partenogenetică ovigeră din Țaga Mare, 29.06.2004

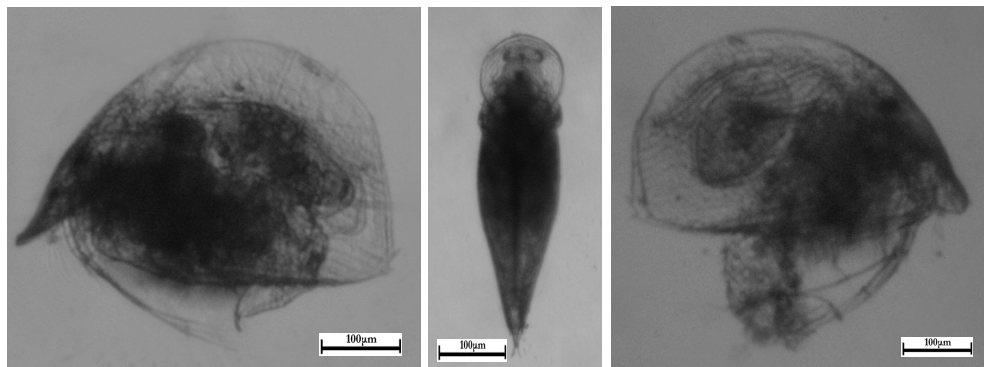


Fig. 42 *Graptoleberis testudinaria* din Lacul Știucii: stînga – femelă partenogenetică neovigeră, 20.08.2003; dreapta: femelă partenogenetică ovigeră, 17.09.2003; mijloc – vedere de sus

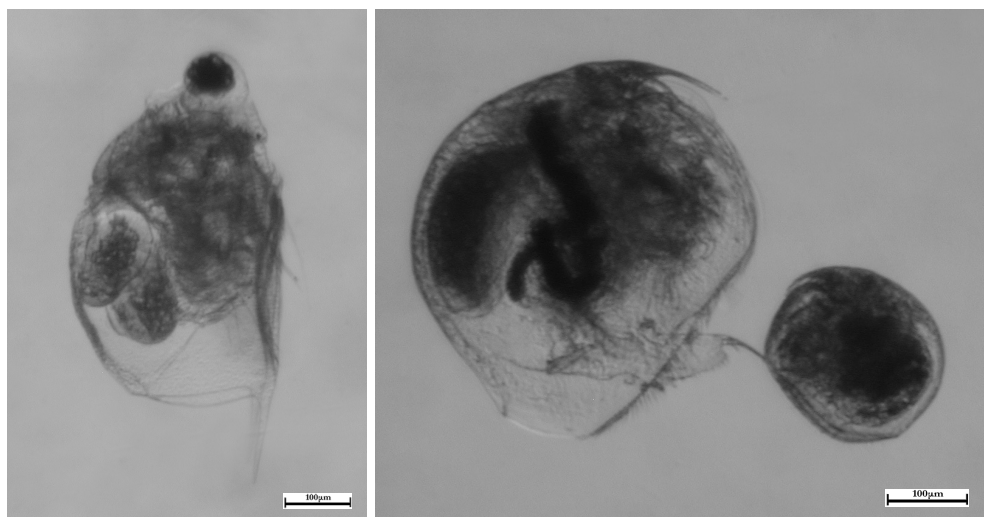


Fig. 43 *Scapholeberis mucronata* din Lacul Știucii (stînga): femelă partenogenetică ovigeră, 20.08.2003; dreapta: *Pleuroxus aduncus* (în stînga imaginii) și *Chydorus sphaericus* (în dreapta imaginii) din Lacul Știucii, femele partenogenetice, 14.10.2003

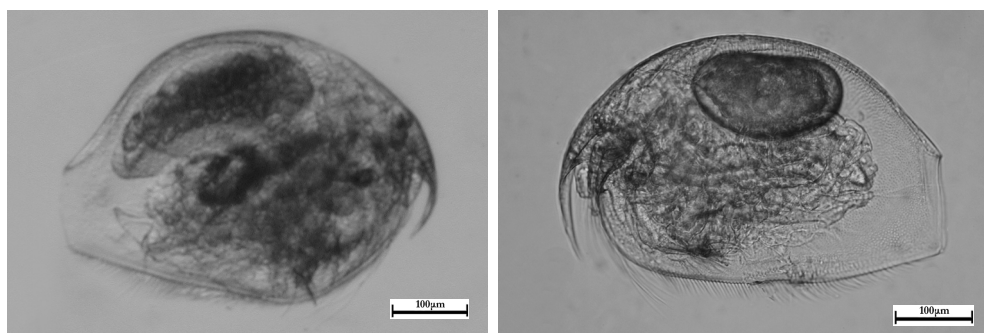


Fig. 44 *Pleuroxus aduncus* din Lacul Știucii (stînga), femelă partenogenetică ovigeră, 14.10.2003; *Pleuroxus laevis* din Lacul Știucii (dreapta), idem

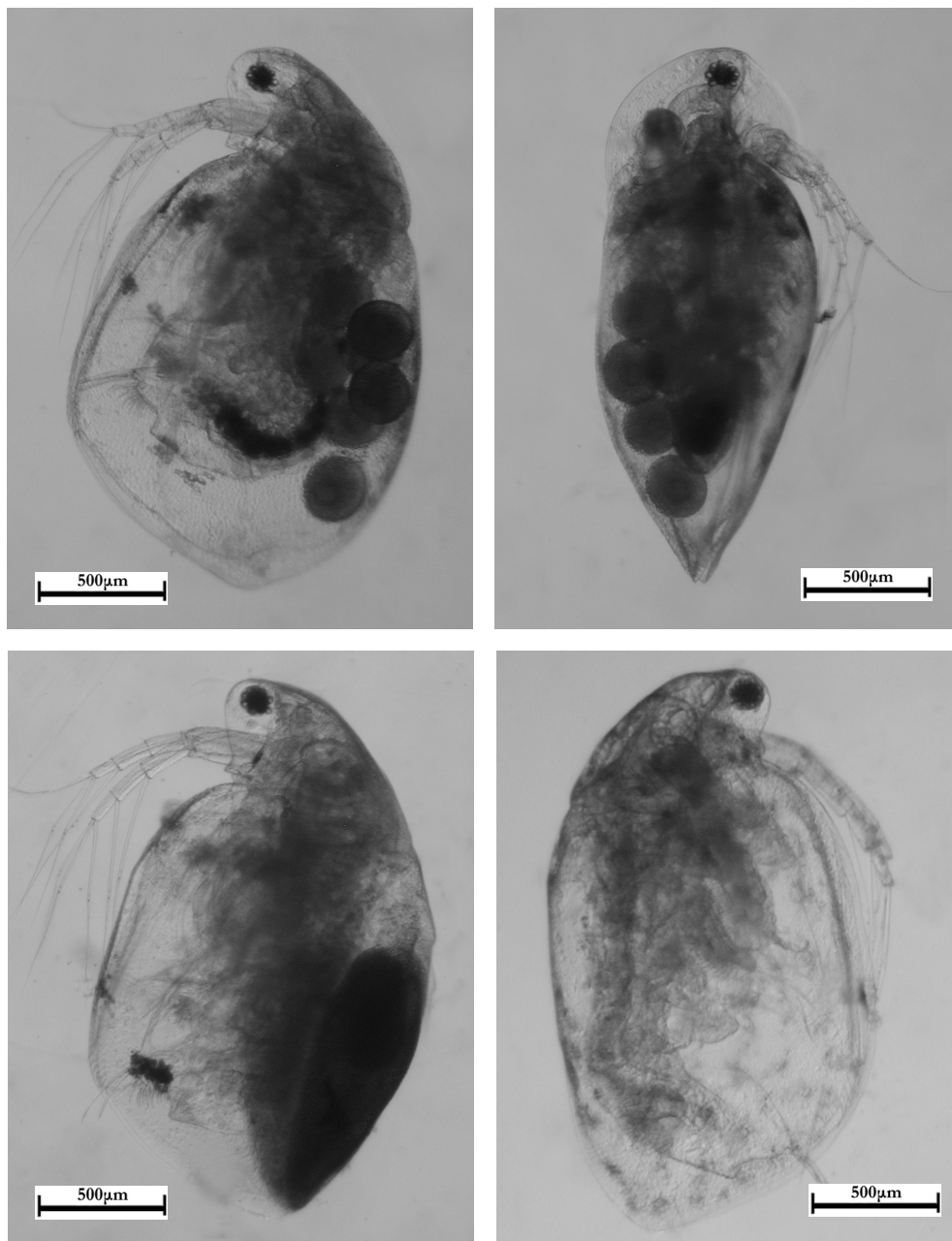


Fig. 45 *Simocephalus vetulus* din Lacul Știucii: sus – femelă partenogenetică ovigeră, 14.10.2003, stînga – vedere din lateral, dreapta - vedere din față; jos stînga – femelă gamogenetică, 13.11.2003, jos dreapta – femelă partenogenetică neovigeră, 28.03.2004



Fig. 46 *Diaphanosoma orghidani* din iazul Țaga Mare: stînga – femelă partenogenetică neovigeră, 17.09.2003; dreapta – mascul, 14.10.2003

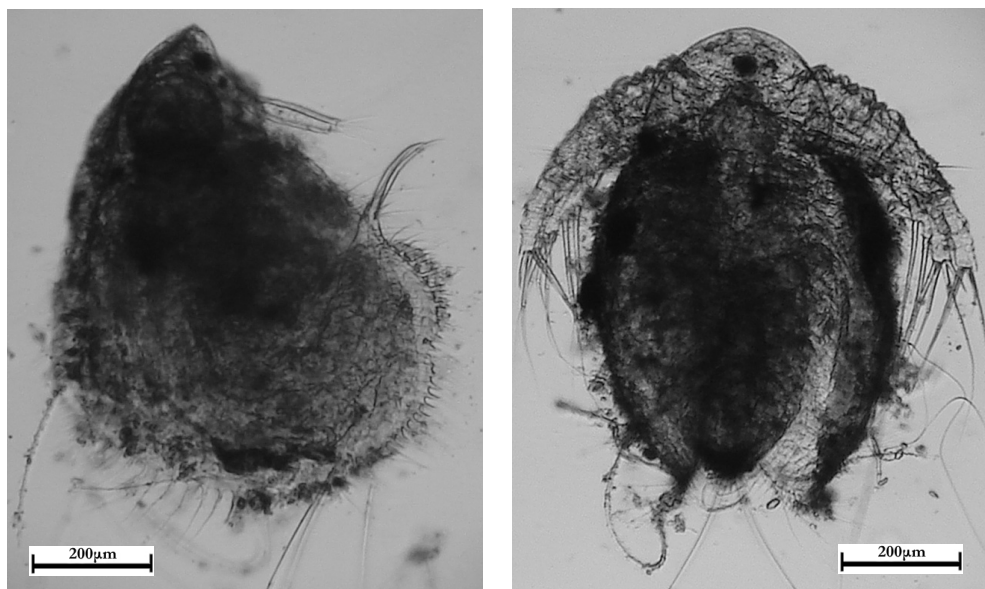


Fig. 47 *Ilyocryptus sordidus* din iazul Țaga Mare: stînga – femelă partenogenetică neovigeră, 21.11.2003, vedere din lateral; dreapta – idem, vedere din față

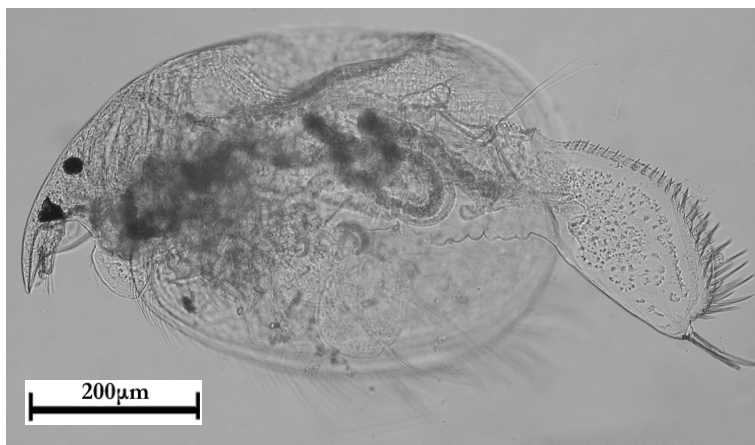


Fig. 48 *Leydigia acanthocerooides* din iazul Țaga Mare: femelă partenogenetică neovigeră, 17.09.2003

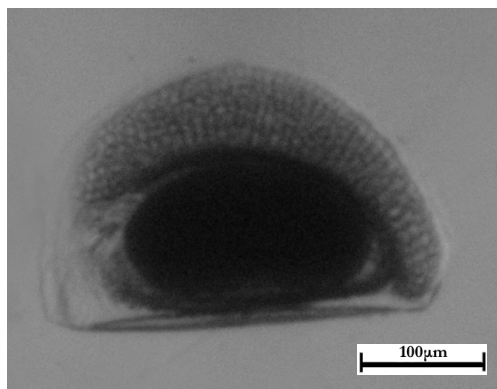
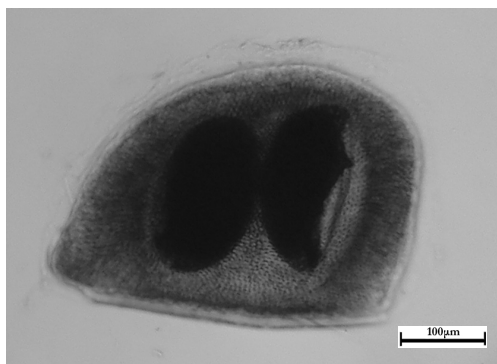


Fig. 49 Efipii: stînga sus – efipiu de *Daphnia* din iazul Țaga Mare, 21.11.2003; stînga jos – efipiu de *Ceriodaphnia* din Lacul Știucii, 23.10.2004; dreapta – efipiu de *Simocephalus* din Lacul Știucii, 20.08.2003

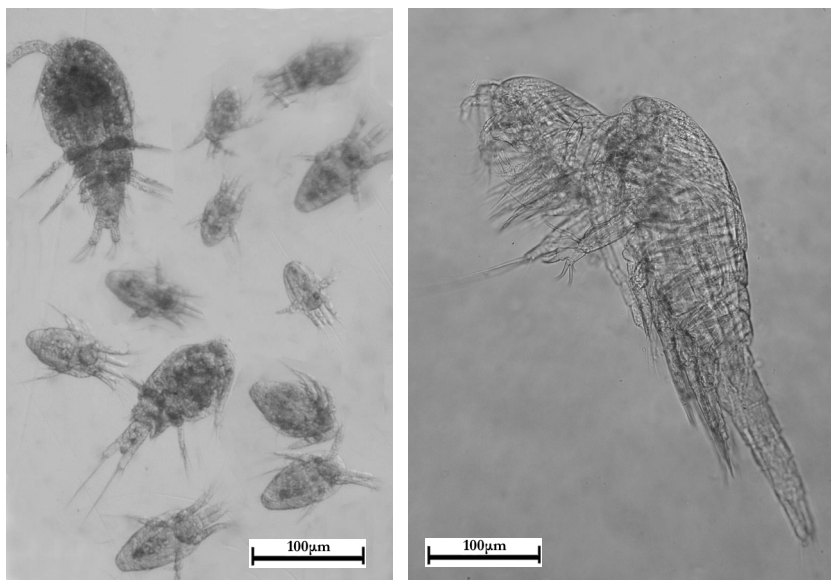


Fig. 50 Nauplii și copepodiți din Lacul Știucii, 28.01.2005 (stînga); copepodit hrănindu-se cu alt copepodit, Lacul Știucii, 20.08.2003 (dreapta)

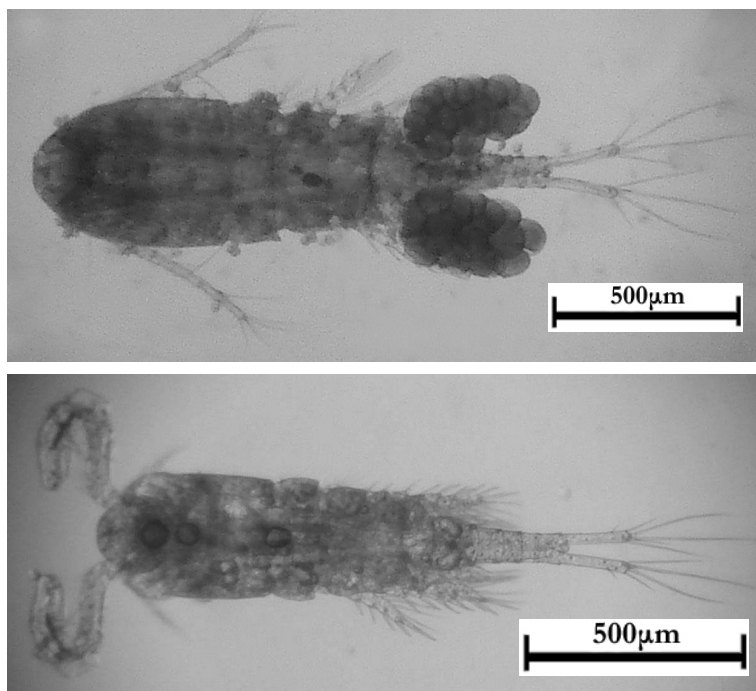


Fig. 51 *Cyclops vicinus*: femelă cu saci ovigeri din Lacul Știucii, 17.12.2004 (sus); mascul din iazul Țaga Mare, 21.11.2003 (jos)

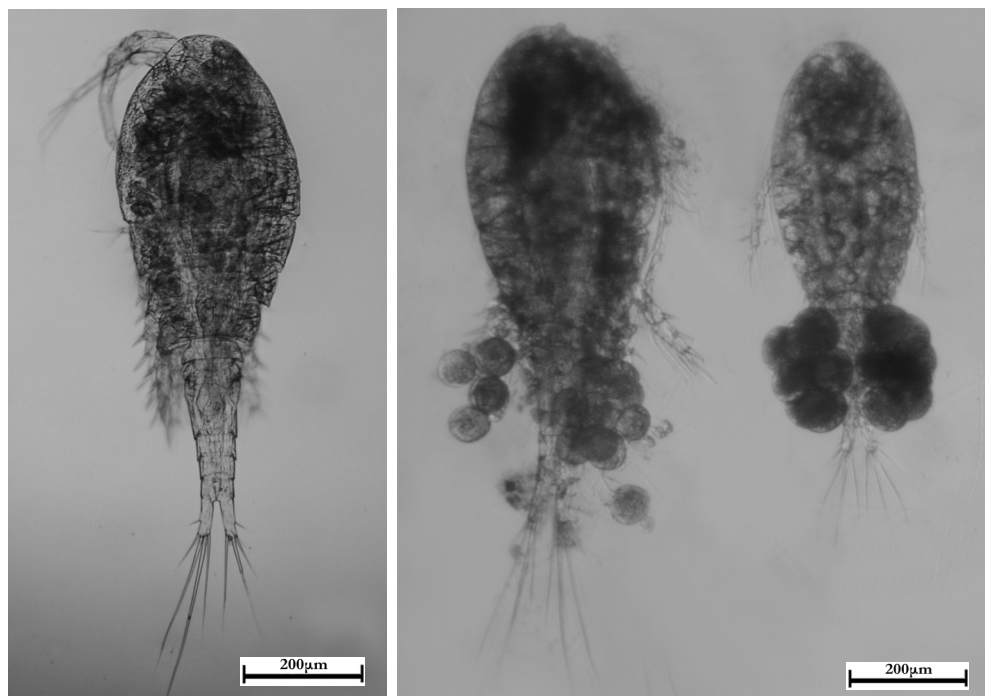


Fig. 52 *Mesocyclops leuckarti*, femelă, 23.04.2005 din Lacul Știucii (stînga); *Mesocyclops leuckarti* (în stînga) alături de *Thermocyclops crassus* (în dreapta), femele ovigere, Lacul Știucii, 30.08.2004 (foto dreapta)

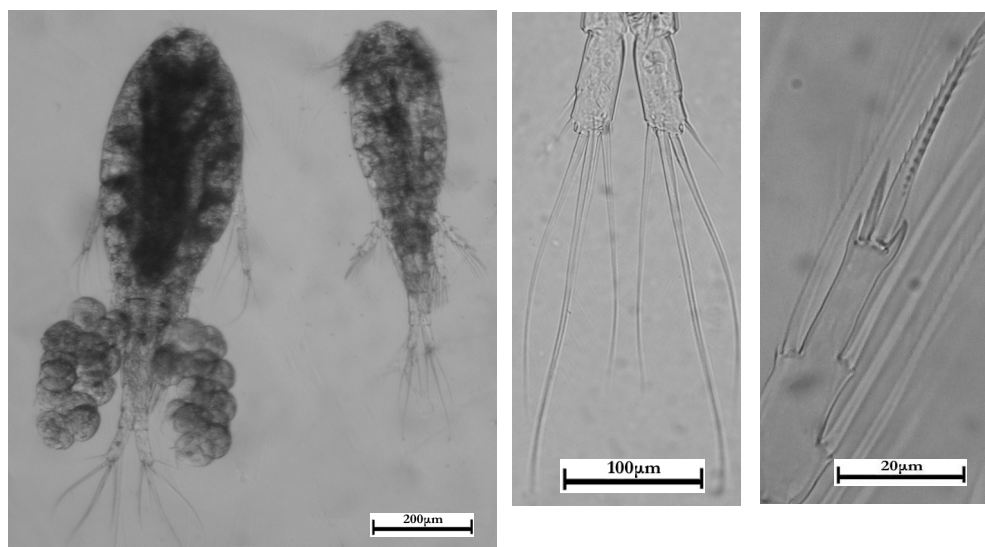


Fig. 53 *Thermocyclops oithonoides* din Iazul Țaga Mare: femelă ovigeră alături de mascul, 29.06.2004 (stînga); mascul, ramuri furcale, 29.06.2004 (mijloc); perii de pe ultimul segment al endopoditului perechii nr. 4 de picioare, important caracter de identificare (dreapta)

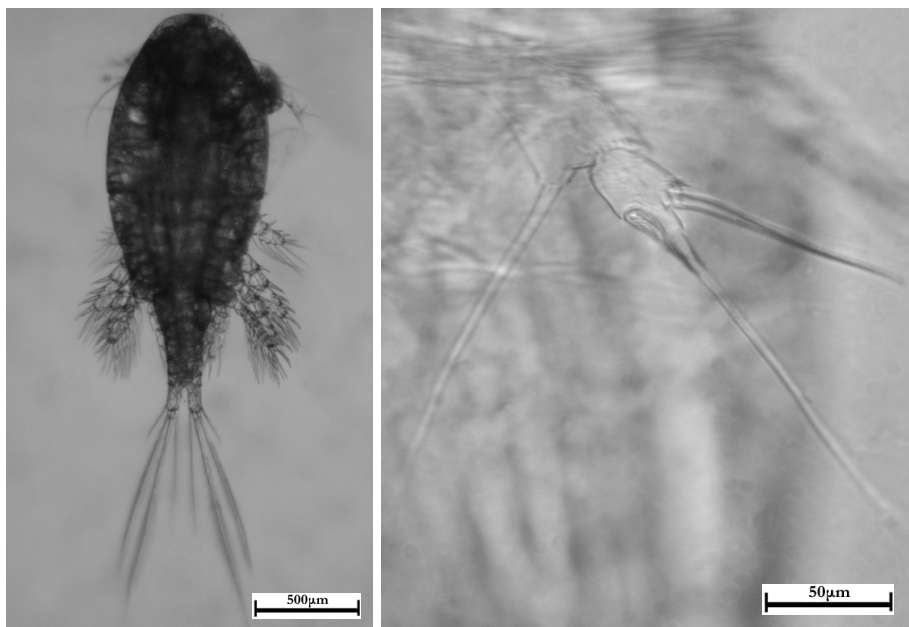


Fig. 54 *Macrocyclus albidus* din Lacul Știucii: mascul, 14.10.2003 (stînga); perechea nr. 5 de picioare, femelă, 24.07.2004 (dreapta)

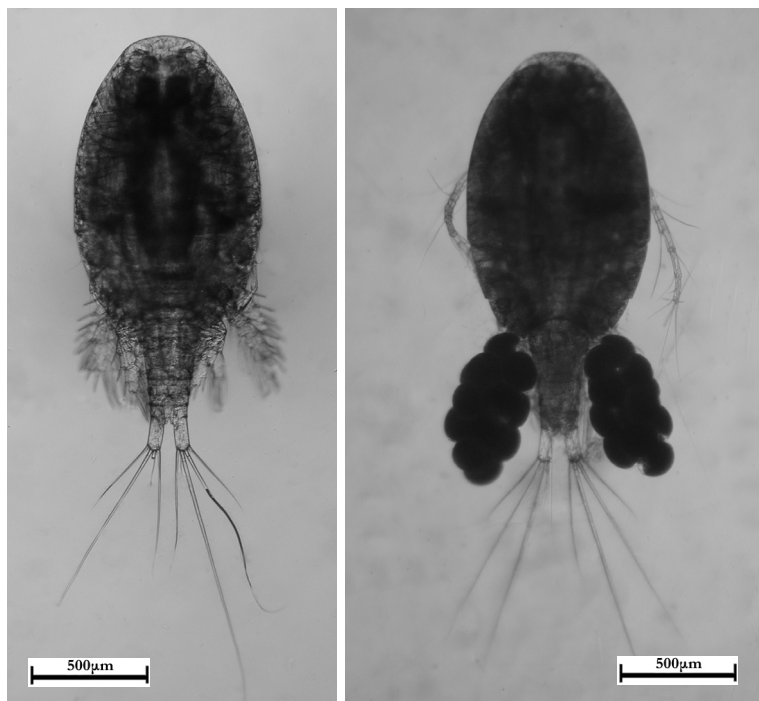


Fig. 55 *Macrocyclus distinctus* din Lacul Știucii: femelă neovigeră, 24.07.2004 (stînga); femelă cu saci ovigerei, 30.08.2004 (dreapta)

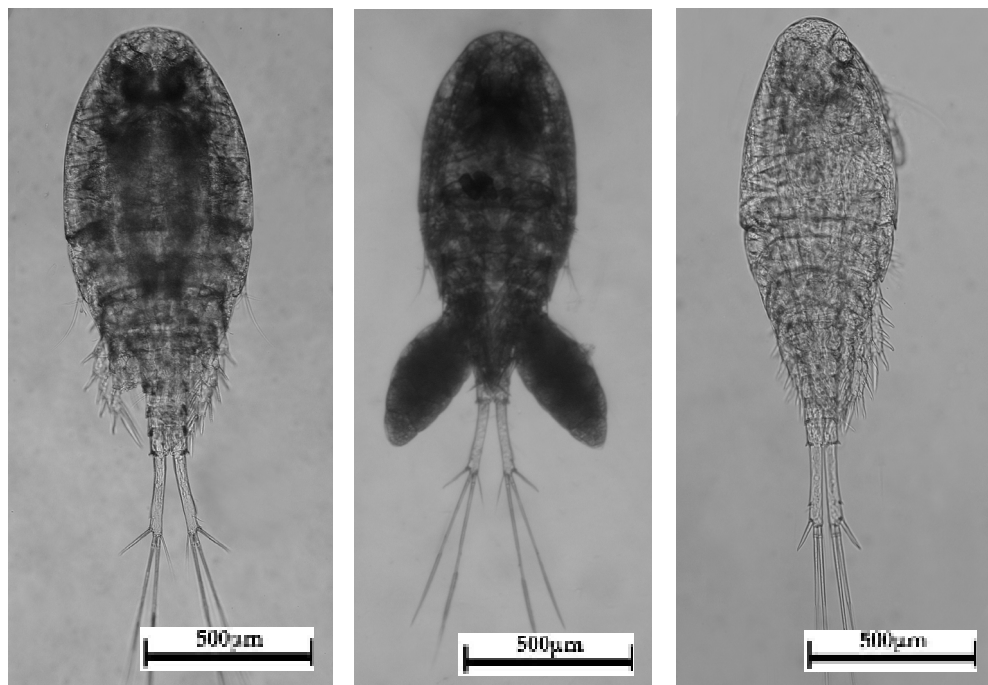


Fig. 56 *Encyclops macruroides* din Lacul Știucii: femelă neovigeră, 30.08.2004 (stînga); femelă ovigeră, 30.08.2004 (mijloc); mascul, 24.07.2004 (dreapta)

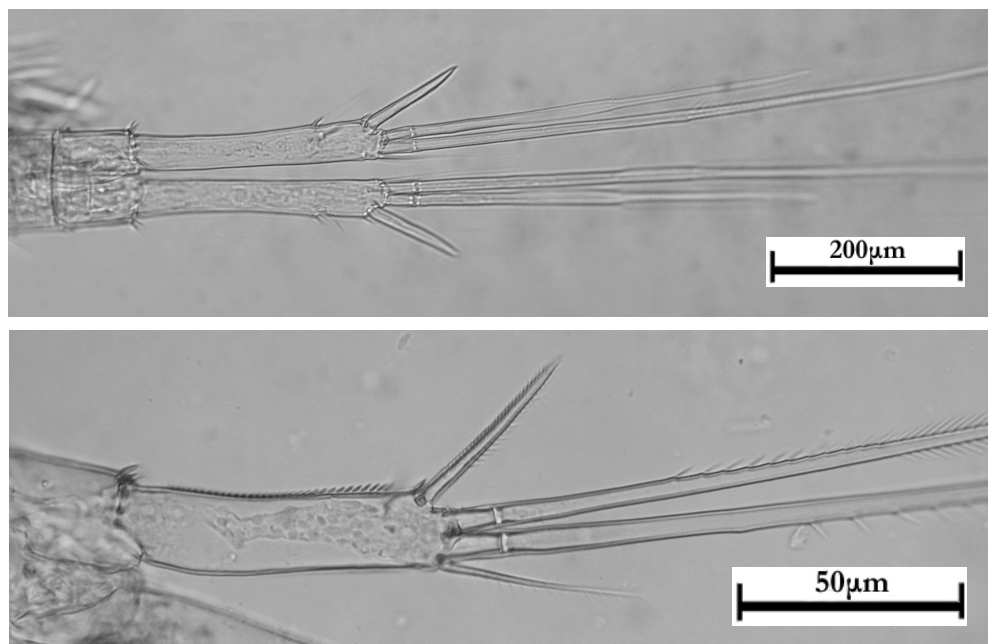


Fig. 57 Ramurile furcale ale speciei *Encyclops macruroides*, mascul, 24.07.2004 (sus) și *Encyclops serrulatus*, femelă, 30.08.2004 (jos)

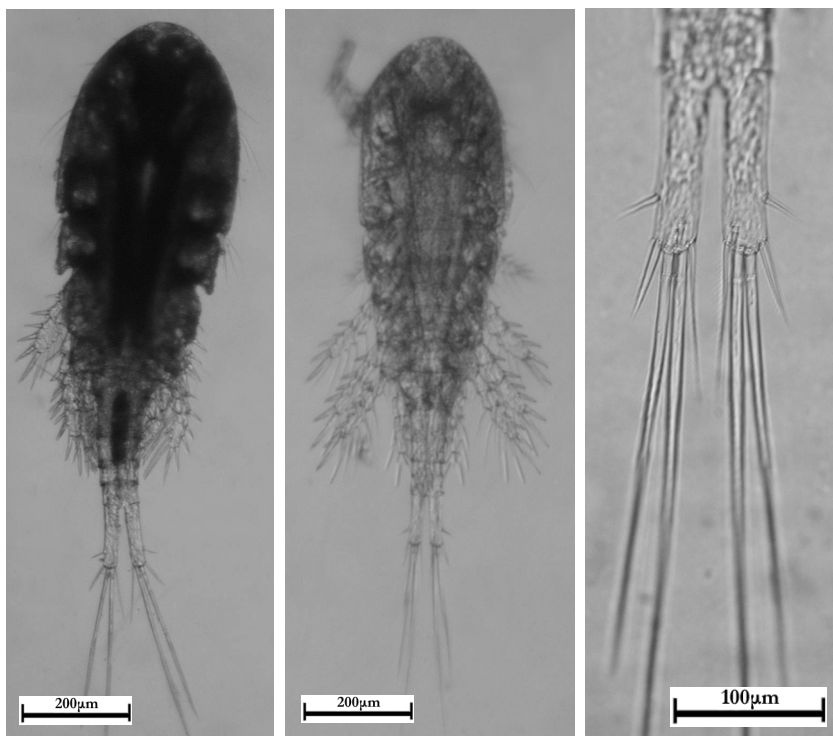


Fig. 58 *Acanthocyclops* cf. *vernalis* din iazul Țaga Mare: femelă neovigeră, 14.05.2004 (stînga); mascul, 14.05.2004 (mijloc); detaliu – ramuri furcale (dreapta)

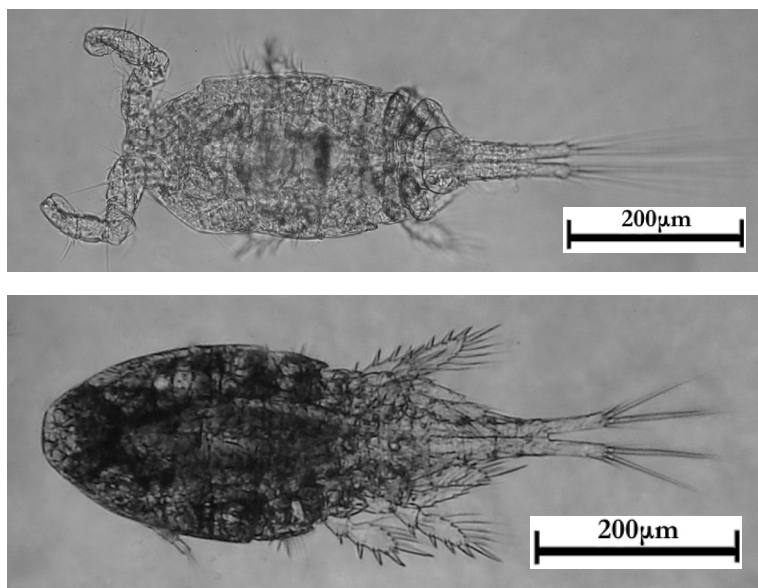


Fig. 59 *Cryptocyclops bicolor* din Lacul Știucii: mascul, 30.08.2004 (sus); femelă neovigeră, 30.08.2004 (jos)

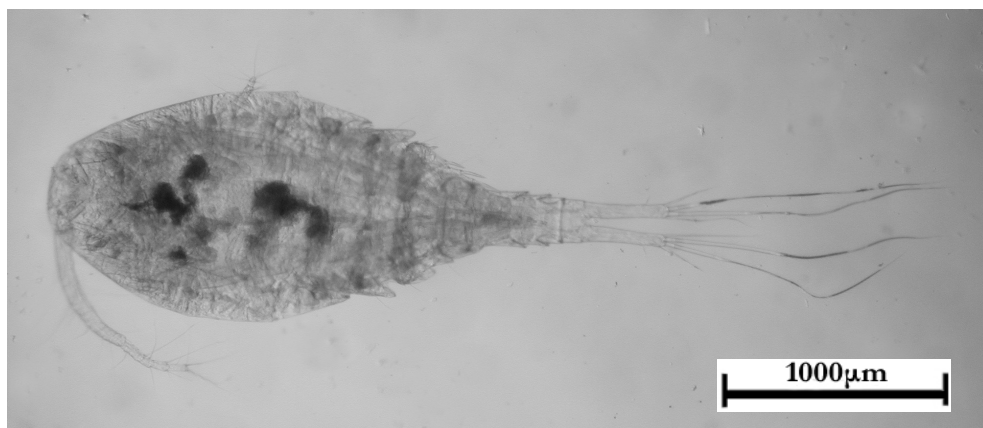


Fig. 60 *Megacyclops viridis* din Lacul Știucii: femelă neovigeră, 13.11.2003



Fig. 61 Cîteva reprezentanți ai rotiferelor din lacurile studiate: stînga sus – *Asplanchna* sp., 28.01.2005 (Lacul Știucii); mijloc sus – *Keratella* sp. (iazul Țaga Mare), 21.11.2003; dreapta sus – *Brachionus* sp. (Lacul Știucii), 23.10.2004; stînga jos – *Polyarthra* sp. (Lacul Știucii), 30.03.2005; mijloc jos – *Filinia* sp. (iazul Țaga Mare), 30.08.2004; dreapta jos – *Lecane* sp. (Lacul Știucii), 30.08.2004 (dimensiunile rotiferelor au fost de ordinul a zecilor și sutelor de μm)

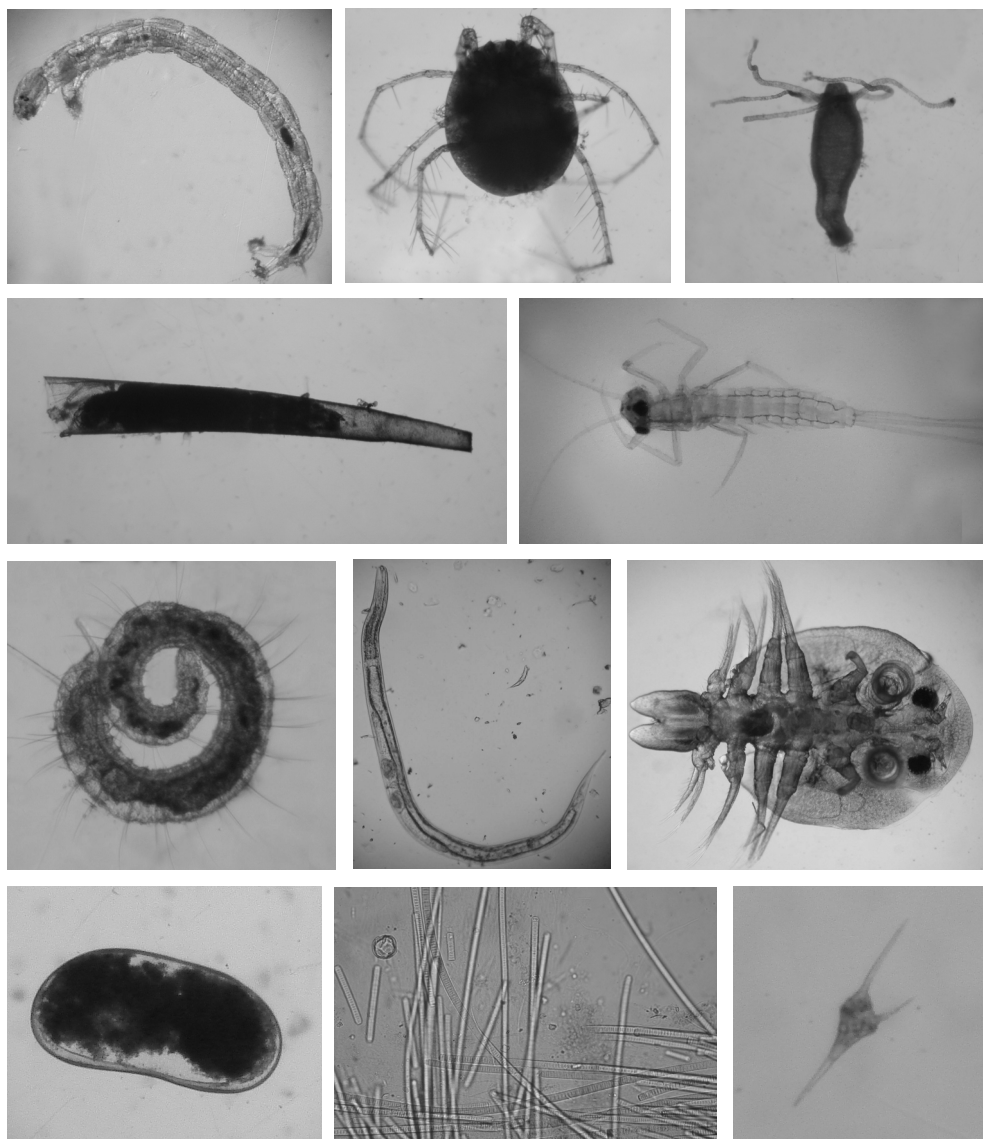


Fig. 62 Alte organisme prezente în probele de zooplancton: **primul rând:** stînga – larvă de chironomid, iazul Țaga Mare, 14.05.2004, mijloc – acarian acvatic, Lacul Știucii, 28.03.2004, dreapta – hidră, Lacul Știucii, 14.10.2003; **al doilea rând:** stînga – larvă de trihopter în “căsuță”, iazul Țaga Mare, 14.05.2004, dreapta – larvă de efemeropter, Lacul Știucii, 17.12.2004; **al treilea rând:** stînga – oligochet, Lacul Știucii, 23.04.2005, mijloc – nematod, iazul Țaga Mare, 21.11.2003, dreapta – branchiur, Lacul Știucii, 14.10.2003; **al patrulea rând:** stînga – ostracod, iazul Țaga Mare, 28.01.2004, mijloc – *Oscillatoria* sp., Lacul Știucii, 23.10.2004, dreapta – *Ceratum hirundinella*, iazul Țaga Mare, 30.08.2004

În ceea ce privește compoziția calitativă din cele două lacuri semnalată pînă la momentul realizării studiului de față (2003-2005), Lacul Știucii nu a fost regăsit ca locație nici în lucrările lui Daday consultate, dar nici în conspectul faunistic și corologic al cladocerei realizat de Negrea (1962). Primele informații despre comunitatea de cladocere și copepode ciclopide din Lacul Știucii au fost incluse în două lucrări de disertație susținute la Universitatea “Babeș-Bolyai”, Cluj-Napoca (Echim, 2000; Mara, 2000). Au fost identificate șase specii de cladocere și trei de copepode ciclopide în perioada noiembrie 1998 - octombrie 1999 (tabel 8). O trecere în revistă a principalelor specii de cladocere și copepode ciclopide este realizată în Gudasz (2004), unde comunitatea de crustacee zooplanctonice este privită din punct de vedere al relației funcționale cu fitoplanctonul, subiectul propriu-zis al lucrării. Aceste studii au fost realizate între ianuarie 2001 și decembrie 2002, iar speciile semnalate sunt prezentate în tabelul 8. În prezentul studiu nu au fost regăsite speciile *Daphnia galeata galeata* și *Tropocyclops prasinus prasinus*, dar au fost identificate în plus patru specii de cladocere (*Simocephalus vetulus*, *Graptoleberis testudinaria*, *Pleuroxus aduncus* și *Pleuroxus laevis*) și șase de copepode ciclopide (*Eucyclops macruroides*, *E. serrulatus*, *Macrocyclus albidus*, *M. distinctus*, *Cryptocyclops bicolor* și *Megacyclops viridis*).

Tabel 8 Lista speciilor de cladocere și copepode ciclopide citate în Lacul Știucii înainte de studiul de față

Nr. crt.	Taxon	Citarea bibliografică
1	<i>Daphnia cucullata</i>	Gudasz, 2004
2	<i>Daphnia galeata galeata</i>	Mara, 2000
3	<i>Bosmina longirostris</i>	Mara, 2000; Gudasz, 2004
4	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	Mara, 2000; Gudasz, 2004
5	<i>Alona rectangula</i>	Mara, 2000
6	<i>Chydorus sphaericus</i>	Mara, 2000
7	<i>Scapholeberis mucronata</i>	Mara, 2000
8	<i>Cyclops vicinus vicinus</i>	Echim, 2000; Gudasz, 2004
9	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	Echim, 2000
10	<i>Thermocyclops crassus</i>	Echim, 2000
11	<i>Tropocyclops prasinus prasinus</i>	Gudasz, 2004

Luînd în considerare lista speciilor prezente în iazul piscicol Țaga Mare, primele informații datează de la sfîrșitul secolului XIX, cînd Daday publică o serie de lucrări despre fauna de crustacee din acest bazin acvatic (1884, 1892, 1897). Sintetizînd datele ce au putut fi consultate, sunt semnalate 27 de specii de cladocere și 10 specii de copepode (8 ciclopide, 1 harpacticoid și 1 calanoid) descrise de Daday pentru Țaga Mare (“*Czegei tó*”). Aceste date au fost revizuite de Negrea (1966) pentru cladocere și de Pleșa (1957) pentru ciclopide (tabelul 9). Următoarele informații privitoare la zooplantonul iazului Țaga Mare datează din 1984, grație rezultatelor unui proiect realizat de Stațiunea de Cercetare și Producție Piscicolă Podu Iloaiei (Laboratorul de Acvacultură și Ecologie Acvatică, Piatra-Neamț) cu titlul: “Cercetări privind optimizarea productivității naturale a unor iazuri ale Intreprinderii Piscicole Cluj-Napoca și stabilirea stării de întreținere și sănătate a materialului piscicol din aceste bazine”, beneficiarul fiind Intreprinderea Piscicolă Cluj-Napoca.

În studiul amintit sunt citate 4 specii de cladocere (*Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia galeata* și *Moina brachiata*), una de copepode ciclopide (*Acanthocyclops vernalis*), alături de o specie de copepode calanoide (*Calanipeda aquae-dulcis*), prelevate din lunile aprilie, mai și august. Toate speciile de cladocere și copepode ciclopide citate s-au regăsit în probele noastre prelevate în studiul de față (2003-2004). Analizînd aceste date anterioare, putem concluziona că speciile de cladocere: *Diaphanosoma orghidani*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Leydigia acanthocercoides* și *Ilyocryptus sordidus*, alături de speciile de ciclopide: *Cyclops vicinus* și *Thermocyclops oithonoides* sunt la prima citare pentru iazul Țaga Mare.

În ceea ce privește **gradul de similaritate** între comunitățile de microcrustacee planctonice studiate, acesta s-a evaluat din punct de vedere calitativ, considerînd doar prezența/absența speciilor în probe.

Tabel 9 Lista speciilor de cladocere și copepode ciclopide publicată de Daday (1897) și revizuită de Negrea (1966) pentru cladocere și Pleșa (1957) pentru ciclopide

CLADOCERE		
Daday, 1897		Revizuire (Negrea, 1966)
1	<i>Chydorus sphaericus</i> M.O.F.	<i>Chydorus sphaericus</i> O.F. M., 1776
2	<i>Chydorus globosus</i> Br.	-
3	<i>Pleuroxus hastatus</i> Schödl.	<i>Pleuroxus laevis</i> G.O.S.
4	<i>Pleuroxus trigonellus</i> M.O.F.	-
5	<i>Pleuroxus excisus</i> Lillj.	<i>Alonella excisa</i> Fischer
6	<i>Pleuroxus aduncus</i> Schödl.	<i>Pleuroxus aduncus</i> Jurine
7	<i>Alona guttata</i> Sars	-
8	<i>Alona lineata</i> Sars.	<i>Alona rectangula</i> G.O.S.
9	<i>Alona affinis</i> Leyd.	neanalizată (lipsă din colecție)
10	<i>Alona acanthocercoides</i> Fisch.	-
11	<i>Alona quadrangularis</i> M.O.F.	neanalizată (lipsă din colecție)
12	<i>Alona testudinaria</i> Fisch.	<i>Graptoleberis testudinaria</i> Fischer
13	<i>Alona rostrata</i> Koch	neanalizată (lipsă din colecție)
14	<i>Acroperus leucocephalus</i> Koch	<i>Acroperus harpae</i> var. <i>angustatus</i> G.O.S.
15	<i>Camptocercus lilljeborgii</i> Schöd.	neanalizată (lipsă din colecție)
16	<i>Macrothrix laticornis</i> M.O.F.	nume colectiv pentru <i>Macrothrix laticornis</i> Jurine și <i>M. rosea</i> Jurine
17	<i>Bosmina cornuta</i> M.O.F.	<i>Bosmina longirostris</i> var. <i>cornuta</i> Jurine
18	<i>Bosmina longirostris</i> Leyd.	nu există în lista lui Negrea
19	<i>Moina brachiata</i> M.O.F.	nume colectiv pentru <i>Moina rectirostris</i> Leydig și <i>M. macrocopa</i> Straus
20	<i>Scapholeberis mucronata</i> D.G.	nume colectiv pentru <i>S.m.</i> var. <i>cornuta</i> Schoedler, <i>S.m.</i> var. <i>fronte laevi</i> P.E.M. și <i>S. kingi</i> G.O.S.
21	<i>Simocephalus vetulus</i> M.O.F.	<i>Simocephalus</i> var. <i>spinosulus</i> Stingelin
22	<i>Ceriodaphnia rotunda</i> Sars	<i>Ceriodaphnia laticaudata</i> P.E.M.
23	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> Sars.	nume colectiv pentru <i>C. reticulata</i> Jurine și <i>C. megops</i> G.O.S.
24	<i>Daphnia longispina</i> Leyd.	neanalizată (lipsă din colecție)
25	<i>Daphnia hyalina</i> Leyd.	-
26	<i>Daphnella brachyura</i> Lièv.	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> Liévin
27	<i>Sida crystallina</i> M.O.F.	neanalizată (lipsă din colecție)
COPEPODE CICLOPIDE		
Daday, 1897		Revizuire (Pleșa, 1957)
1	<i>Cyclops strenuus</i> Fisch.	<i>Cyclops strenuus</i> Fischer
2	<i>Cyclops leuckarti</i> Claus	<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)
3	<i>Cyclops tenuicornis</i> Claus	<i>Macrocyclus albidus</i> (Jurine)
4	<i>Cyclops viridis</i> Jurine	<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine)
5	<i>Cyclops serrulatus</i> Fisch.	-
6	<i>Cyclops diaphanus</i> Sars.	Nomen nudum
7	<i>Cyclops phaleratus</i> Koch	<i>Ectocyclops phaleratus</i> (Koch)
8	<i>Cyclops agilis</i> C.K.	-

Comparând cele patru stații din care s-au colectat probe, trei pe Lacul Știucii (**S1**, **S2**, **S3**) și una pe iazul Țaga Mare (**T1**) se observă, așa cum era de așteptat, deosebirea dintre cele două bazine acvatice studiate (fig. 63).

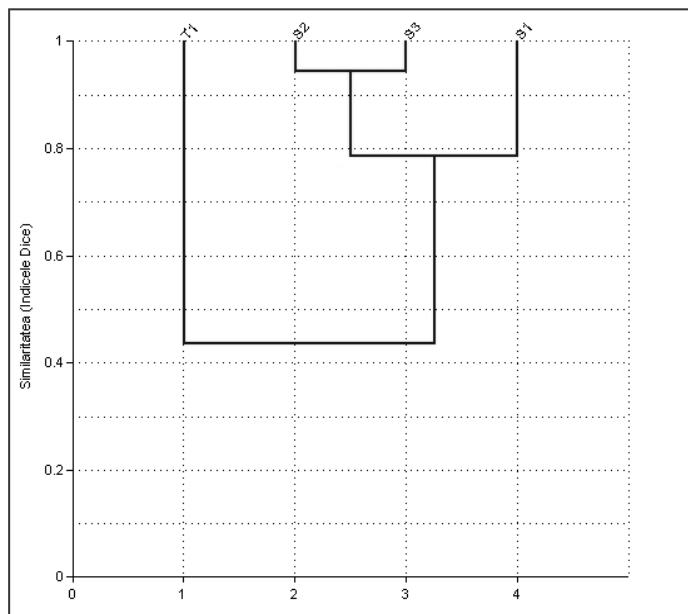


Fig. 63 Similaritatea dintre comunitățile de microcrustacee planctonice de la stațiile de prelevare din Lacul Știucii (**S1**, **S2** și **S3**) și din iazul Țaga Mare (**T1**) conform Indicelui Dice, bazată pe date de prezență / absență a speciilor

Cele mai asemănătoare stații din punct de vedere al compoziție specifice au fost **S2** și **S3** (mai mult de 90%, fig. 63) datorită numărului mare de taxoni sporadici prezenți în ambele stații: cladocerul *Graptoleberis testudinaria* și copepodele *Cryptocyclops bicolor*, *Eucyclops macruroides*, *Macrocyclus albidus*, *M. distinctus*, *Megacyclops viridis*. Asemănarea dintre bazinele acvatice studiate din punct de vedere al speciilor prezente este sub 50% (fig. 63).

Comparând asemănările dintre comunitățile de microcrustacee caracteristice lunilor de prelevare din Lacul Știucii pentru cele trei stații luate împreună, din dendrograma realizată pe baza indicelui Dice (fig. 64) se disting două grupuri: pe de o parte unul de “perioadă rece”, ce adună lunile reci: noiembrie (2003, 2004), decembrie 2004, ianuarie (2004, 2005), februarie 2005 și martie (2003, 2004); iar pe de altă parte un grup de “luni calde”: aprilie 2005,

mai (2004, 2005), iunie (2003, 2004), iulie (2003, 2004), august (2003, 2004), septembrie (2003, 2004) și octombrie (2003, 2004). Cele două grupuri sunt similare doar în proporție de 85% (fig. 64) datorită existenței speciilor ce preferă temperaturi ridicate (așa-numitele specii estivale), ce nu pot supraviețui în lunile reci. Grupul “lunilor calde” este mai compact, comunitățile asemănându-se într-o proporție mai mare de 90% unele cu altele datorită numărului ridicat de taxoni “estivali”: din cele 19 specii identificate în Lacul Știucii mai mult de jumătate apar cu precădere în lunile cu temperaturi ridicate.

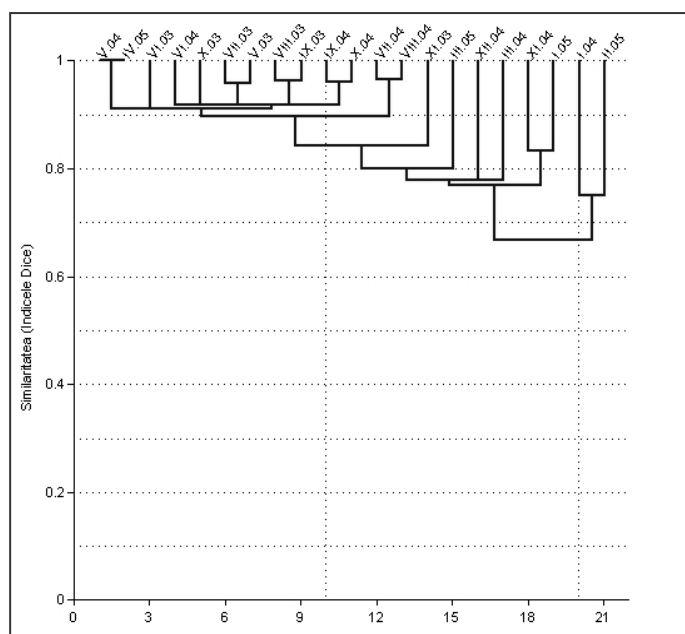


Fig. 64 Similaritatea dintre comunitățile de microcrustacee planctonice identificate în lunile de prelevare în Lacul Știucii (la cele trei stații luate împreună) conform Indicelui Dice, bazată pe date de prezență / absență a speciilor de cladocere și copepode

6. DINAMICA DENSITĂȚII ȘI BIOMASEI MICROCRUSTACEELOR PLANCTONICE

Densitatea numerică (numărul de indivizi raportat la unitatea de volum) reprezintă un parametru esențial în caracterizarea din punct de vedere cantitativ a comunităților biotice din bazinele acvatice. Calcularea numărului de indivizi din fiecare specie este primul pas în elucidarea modului de funcționare a ecosistemului lacustru, aceste date fiind completate de estimările de biomasă ce reflectă importanța taxonilor în lanțurile trofice. Pentru cele două bazine considerate, Lacul Știucii și iazul piscicol Țaga Mare, s-a calculat atât densitatea microcrustaceelor cât și cea a rotiferelor cu dimensiuni mai mari de 50/55 μm , adică cele reținute de fileul zooplanctonic de prelevare a probelor. Deși grupul rotiferelor nu reprezintă tema lucrării de față, acestea au fost totuși considerate din punct de vedere al densității din cauza abundențelor mari înregistrate la unele date de prelevare. De exemplu, în iunie 2003 ele au reprezentat aproximativ 80% din totalul comunității zooplanctonice, atât la stația **S1** cât și la stația **S2** (fig. 65 și 66).

Abundența procentuală a grupelor majore de zooplancton prezente în Lacul Știucii oglindește o dinamică evidentă în cursul celor doi ani de prelevări (fig. 65 – 67). Termenul de „grupe majore de zooplancton” se referă în primul rând la distincția dintre cladocere, copepode ciclopide și rotifere, însă în cadrul celui de-al doilea grup s-a făcut deosebirea și între procentul indivizilor adulți și procentul naupliilor și al copepoditelor identificați în probe. Principalele grupe zooplanctonice se caracterizează printr-o neuniformitate a dezvoltării lor în timp, atât din punct de vedere cantitativ cât și calitativ. În ceea ce privește variațiile cantitative ale întregii comunități de zooplancton, literatura

de specialitate abundă de exemple care arată că valorile maxime ale densității numerice zooplanctonice sunt atinse vara, în timp ce iarna se înregistrează valori minime. Această situație este valabilă în cazul Lacului Știucii, unde am găsit diferențe semnificative statistic (Mann-Whitney $U=0$; $n_1=6$; $n_2=4$; $p=0,014$; $p<0,05$) între densitatea comunității de zooplancton de vară comparativ cu cea de iarnă (inclusiv rotiferele).

Variațiile cantitative sezoniere descrise în literatura de specialitate relevă existența într-un an calendaristic a două maxime de dezvoltare numerică (Pricope, 1999). Primul este înregistrat la sfârșitul primăverii, odată cu ridicarea valorilor temperaturii apei și creșterea perioadei și intensității luminoase, ce cauzează o dezvoltare explozivă a fitoplanctonului, resursa de hrană a zooplanctonului erbivor. Al doilea punct de maxim în evoluția cantitativă anuală este descris la începutul toamnei, fiind legat tot de dezvoltarea fitoplanctonului (Pricope, 1999). Aceste două maxime de dezvoltare pot fi puse în evidență și în Lacul Știucii. Astfel, la stația **S1**, valorile maxime ale întregii comunități zooplanctonice au fost înregistrate în luna mai 2004 (peste 1000 ind./L), urmate de un al doilea vîrf de dezvoltare în octombrie 2004 (peste 950 ind./L). Aceste puncte de maximă dezvoltare s-au menținut și la stația **S2**, primul fiind atins în lunile mai/iunie 2004 (cu aproximativ 1000 ind./L) iar al doilea în octombrie 2004 (cu peste 400 ind./L). O situație diferită a fost prezentă la stația **S3**, în care dezvoltarea maximă a comunității de zooplancton s-a realizat în luna ianuarie 2005 (aproximativ 900 ind./L), în această dată stadiile de naupliu și copepodiții înregistrînd un procent mai mare de 65% din întreaga comunitate zooplanctonică. O posibilă explicație a acestui aspect ieșit din comun este faptul că luna anterioară (decembrie 2004) adulții speciei de copepode ciclopidice ce supraviețuiește în acest sezon neprielnic, *Cyclops vicinus*, a înregistrat densitatea maximă din toate datele de prelevare și de la toate stațiile, indivizii pre-adulți reprezentînd astfel noua generație. Al doilea maxim de

dezvoltare la stația **S3** confirmă situația descrisă la celelalte stații, înregistrându-se în luna mai 2004 (cu aproximativ 500 ind./L). Pentru iazul piscicol Țaga Mare, maximele de dezvoltare ale comunității de zooplancton sunt puțin decalate. Astfel, cele mai mari densități au fost înregistrate în lunile iunie/iulie (cu peste 1000 ind./L), al doilea maxim de dezvoltare fiind în ianuarie 2004 (cu peste 900 ind./L), explicația putând coincide cu cea prezentată anterior deoarece și în acest caz stadiile de naupliu și copepodii au reprezentat mai mult de 60% din totalitatea comunității zooplanctonice.

Dinamica sezonieră calitativă a comunității zooplanctonice se referă la modificarea proporțiilor grupelor mari în cursul unui an calendaristic. Figurile 65, 66 și 67 prezintă evoluția principalelor grupuri zooplanctonice în cele 21 de date de prelevare din Lacul Știucii, iar figura 68 în cele 9 date de prelevare din iazul Țaga Mare. Aplicând testul Kruskal-Wallis (H) pentru a compara procentele realizate de grupele principale de zooplancton pe datele de prelevare la cele trei stații considerate în Lacul Știucii, nu s-a observat nici o diferență semnificativă (la toate testele aplicate pe datele de prelevare $p > 0,05$). Acest lucru indică faptul că proporțiile cladocerelor, copepodelor ciclopide și a rotiferelor sunt similare în cele trei stații **S1**, **S2** și **S3**.

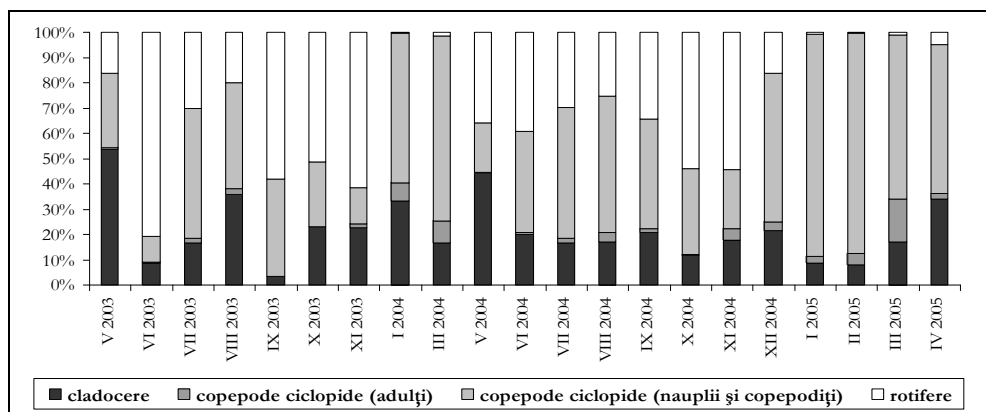


Fig. 65 Abundența procentuală a principalelor grupe de zooplancton din Lacul Știucii în perioada investigată la stația **S1**

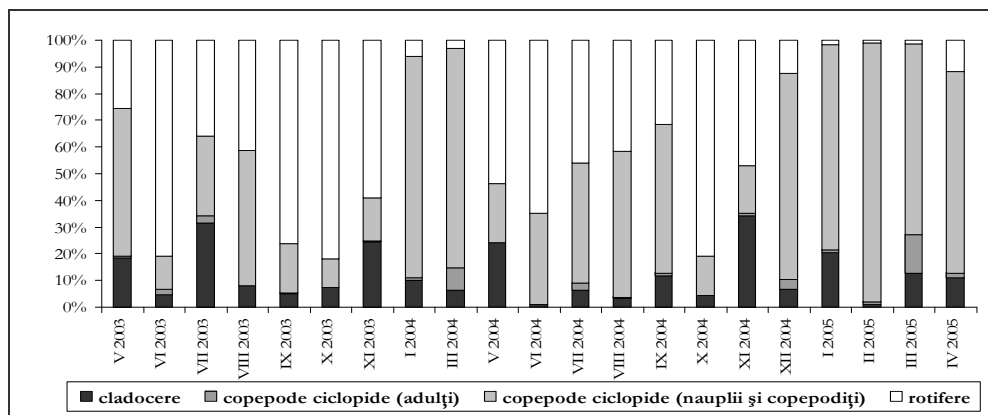


Fig. 66 Abundența procentuală a principalelor grupe de zooplancton din Lacul Știucii în perioada investigată la stația S2

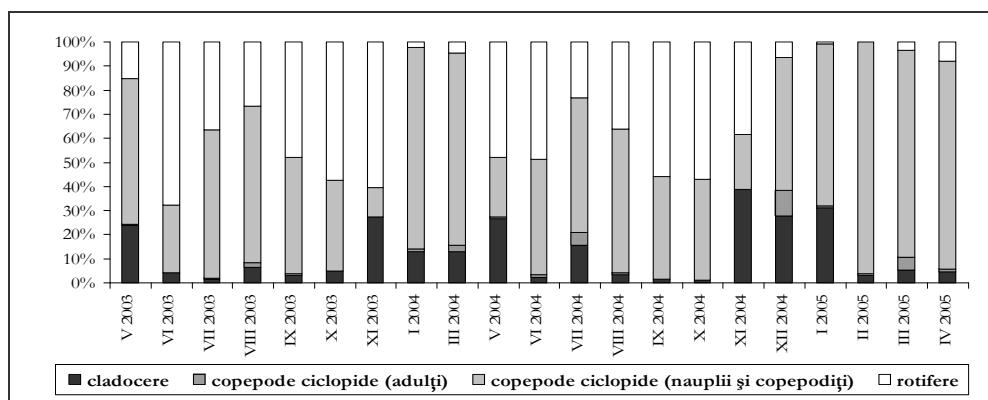


Fig. 67 Abundența procentuală a principalelor grupe de zooplancton din Lacul Știucii în perioada investigată la stația S3

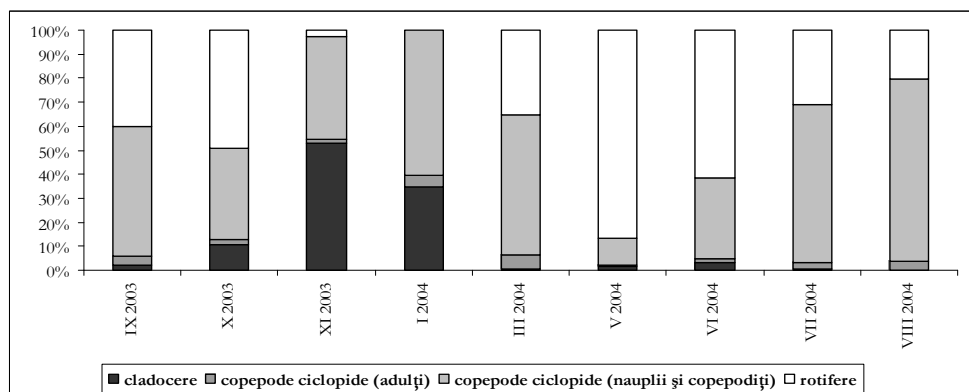


Fig. 68 Abundența procentuală a principalelor grupe de zooplancton din iazul piscicol Țaga Mare în perioada investigată

Deși rotiferele reprezintă un grup heterogen, pentru care schimbările sezoniere sunt complexe și greu de categorisit, o tendință generală a dinamicii sezoniere presupune un maxim de dezvoltare iarna/primăvara (realizat de formele stenoterme reci) și un maxim la sfârșitul verii (realizat de “formele estivale”) (Wetzel, 2001). În evoluția proporțiilor acestui grup zooplanctonic din Lacul Știucii se observă o abatere de la cazul general prezentat în literatura de specialitate: la toate stațiile dezvoltarea maximă a rotiferelor a fost în luna iunie 2003 (la **S1** au înregistrat 80%, la **S2** 82% iar la **S3** 68% la această dată de prelevare). Al doilea maxim de dezvoltare confirmă dinamica generală descrisă pentru acest grup, rotiferele din Lacul Știucii fiind dominante în lunile de toamnă (lunile IX, X și XI în ambii ani de studiu: la **S1** 62% în noiembrie 2003, la **S2** peste 80% în octombrie 2003 și 2004 iar la **S3** 60% în noiembrie 2003) (fig. 65, 66 și 67). Pentru iazul Țaga Mare, dezvoltarea maximă a rotiferelor s-a înregistrat în mai 2004, când au depășit 85% din comunitatea zooplanctonică, acest vârf fiind urmat de luna iunie 2004 și octombrie 2003 (cu 60 și respectiv 50%) (fig. 68). Preponderența rotiferelor în iunie 2003 în ambele bazine acvatice este cu siguranță legată de densitățile mici realizate de cladocere în această lună, rotiferele profitând de lipsa competitorilor pentru aceleași resurse de hrană (ambele grupuri sunt filtratoare). Iarna procentul acestui grup zooplanctonic scade drastic la toate stațiile de prelevare, probabil datorită presiunii de prădare din partea copepodelor ciclopide.

În ceea ce privește comunitatea de cladocere, Wetzel (2001) face distincția între speciile perene, ce trec iarna sub formă de adulți (femele partenogenetice) cu densități scăzute și speciile “estivale”, care sunt absente total în anotimpul hibernal însă realizează dezvoltarea numerică maximă primăvara și vara, când temperaturile sunt relativ ridicate. Speciile perene pot înregistra unul, două sau mai multe puncte de dezvoltare maximă neregulate (unele pot avea densități maxime doar în straturile de suprafață în perioadele

mai reci primăvara, altele în straturile de hipo- și metalimnion mai reci din vară). Deși la speciile “estivale” comun este un singur vîrf de dezvoltare (primăvara-vara), multe exemple din literatură vorbesc de existența unui al doilea maxim ce poate fi întîlnit toamna (Wetzel, 2001).

În Lacul Știucii, proporțiile înregistrate de cladocere în datele de prelevare de la stația de maximă adîncime (**S1**) sunt semnificativ diferite de cea de la stația **S2** (Kruskal-Wallis $H=8,98$; $n_1=n_2=21$; $p=0,0096$; $p<0,05$), dar și de cea de la stația **S3** (Kruskal-Wallis $H=8,98$; $n_1=n_2=21$; $p=0,0119$; $p<0,05$). Această diferență rezidă din amplitudinea de variație a proporțiilor acestui grup la cele trei stații: în stația **S1** cladocerele au variat de la 5% la peste 50%, cu o medie de 21%, pe cînd la celelalte două stații nu au depășit 40% la nici o dată de prelevare, media fiind de 12% și la **S2** și la **S3**. Principala cauză ar trebui căutată în caracteristicile celor trei stații: **S1** prezintă 7 orizonturi de adîncime (de la suprafață la peste 6m), favorizînd proliferarea speciilor de cladocere, inclusiv a celor ce preferă apa liberă, pe cînd **S2** și **S3** au adîncimea maximă în jurul a 2 m, în stația **S3** fiind prezentă o bogată vegetație submersă.

Dinamica acestui grup în Lacul Știucii se încadrează în trăsăturile descrise în literatura de specialitate, cele mai mari procente fiind înregistrate la toate cele trei stațiile în luna mai 2003/2004, dar și în alte luni de vară (de exemplu august 2003, **S1**, cu 35% sau iunie 2003, **S2**, cu 32%). Vîrfurile de dezvoltare din lunile noiembrie, decembrie și ianuarie pot fi puse pe seama speciilor perene care trec anotimpul neprielnic sub formă de femele partenogenetice și nu de ouă de rezistență (*Bosmina longirostris* sau *Daphnia cucullata*) (fig. 65, 66 și 67). În Țaga Mare, cele mai mari procente atinse de comunitatea de cladocere s-au înregistrat în lunile reci, noiembrie 2003 și ianuarie 2004, datorîndu-se cu siguranță tot speciilor perene din acest bazin acvatic (fig. 68).

Este greu de trasat un reper general al dinamicii sezoniere pentru copepodele ciclopidice ca grup. Ciclul lor de viață, ce presupune perioade

succesive de creștere și diapauză, este extrem de diferit de la o specie la alta și chiar de la un bazin acvatic la altul (Wetzel, 2001). Într-adevăr, copepodele au fost prezente în procentaje crescute în toate datele de prelevare în Lacul Știucii, mai ales datorită naupliilor și copepodiților. Aceste procente au devenit dominante în lunile de iarnă și primăvară, ajungând chiar la peste 95% din comunitatea zooplanctonică la **S2** și **S3** în februarie 2005 (fig. 66 și 67). Pentru Țaga Mare însă, procentul cel mai mare înregistrat de copepode a fost vara, în august 2004 (peste 75%) (fig. 68).

Dinamica densității speciilor comune din Lacul Știucii confirmă tiparele generale descrise în literatura de specialitate pentru grupele studiate. Avînd în vedere faptul că în comunitatea de microcrustacee zooplanctonice din lacuri există cîteva specii ce realizează densități ridicate și sunt prezente cu frecvență crescută de-a lungul unui an calendaristic, în funcție de particularitățile ciclului lor de viață, putem face distincția între specii comune, abundente și specii sporadice. Pentru definirea speciilor comune de cladocere și copepode ciclopidice din Lacul Știucii au fost stabilite cîteva norme bazate pe argumente cantitative. Astfel, au fost considerate cinci specii comune (trei de cladocere: *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia cucullata* și două de copepode: *Cyclops vicinus*, *Thermocyclops crassus*) pe baza următoarelor criterii:

- ✓ speciile au fost prezente la toate cele trei stațiile de colectare (**S1, S2, S3**);
- ✓ speciile au fost prezente la cel puțin jumătate din datele de prelevare;
- ✓ speciile au înregistrat pentru toate lunile și adîncimile o valoare medie a densității mai mare de 1 individ/L.

Specia *Bosmina longirostris* a fost găsită la toate stațiile de prelevare din Lacul Știucii, la toate orizonturile de adîncime, fiind prezentă atît prin femele partenogenetice (ovigere sau neovigere) dar și prin masculi și femele gamogenetice. Fiînd o specie euritermă perenă, *Bosmina longirostris* a fost identificată în toate datele de prelevare, înregistrînd densități crescute ce au

depășit în mod excepțional chiar valori de 500 ind./L (în luna mai 2004, **S1**, 2 m adâncime). Figura 69 prezintă variația densității acestei specii la cele trei stații de prelevare din Lacul Știucii, valorile luate în calcul fiind mediile pe orizonturile de adâncime aferente fiecărei stații. Deși au o variație similară clară, valorile medii de densitate înregistrate la cele trei stații diferă semnificativ statistic: cele de la stația **S1** se deosebesc de cele de la **S2** (Kruskal-Wallis $H=12,25$; $n=21$; $p=0,0035$) dar și de la **S3** (Kruskal-Wallis $H=12,25$; $n=21$; $p=0,00197$). Acest lucru poate fi explicat în primul rând de valorile numerice superioare înregistrate de această specie la stația **S1**.

Se pot observa la stația **S1** două maxime de dezvoltare ale acestei specii într-un an calendaristic: unul primăvara (lunile mai 2003, mai 2004 și aprilie 2005) și unul toamna (lunile octombrie 2003 și 2004), ce urmează cu siguranță variațiile comunității de alge planctonice ce le servește drept hrană. Interesant este că în stațiile **S2** și **S3** există maximele de primăvară (mai 2003 și 2004), însă cele de toamnă sunt decalate: specia înregistrează densități maxime în lunile reci (noiembrie 2003 și 2004, ianuarie 2005), reușind să câștige pe anotimpul de iarnă competiția cu cealaltă specie perenă, *Daphnia cucullata*, care are densități mai mici la aceste stații.

A doua specie perenă comună de cladocere din Lacul Știucii este *Daphnia cucullata*, identificată la toate lunile de prelevare, fiind prezentă atât prin femele partenogenetice, cât și gamogenetice și masculi. Din figura 70 ce prezintă variația valorilor medii lunare a densității acestei specii la stațiile de prelevare se observă o dinamică similară cu *Bosmina longirostris*, fiind prezente vîrfurile de dezvoltare de primăvară (mai 2003, 2004 la toate stațiile) și de toamnă (octombrie 2003, septembrie 2004). Totuși, *D. cucullata* realizează densități crescute și vara (iulie-august 2003, 2004) și este prezentă și iarna sub pod de gheață, chiar dacă în număr mai mic decât *B. longirostris*. Ca și în cazul acestei specii, variația densităților pentru *D. cucullata* diferă semnificativ la stația **S1**

comparativ cu **S2** și **S3** (Kruskal-Wallis $H = 30,18$; $n=21$; $p= 0,00002969$ și respectiv $p= 0,00000106$).

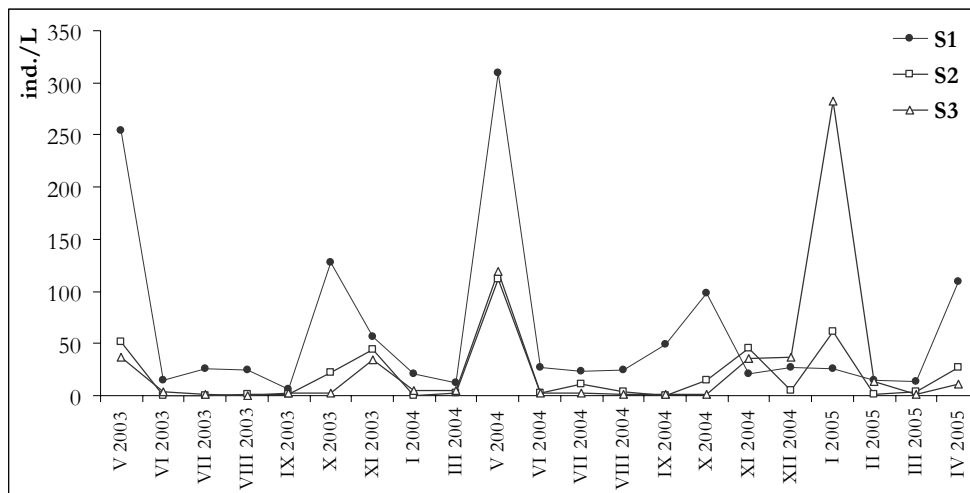


Fig. 69 Dinamica densităților medii pentru specia comună de cladocer *Bosmina longirostris* în Lacul Știucii la cele 21 de date de prelevare

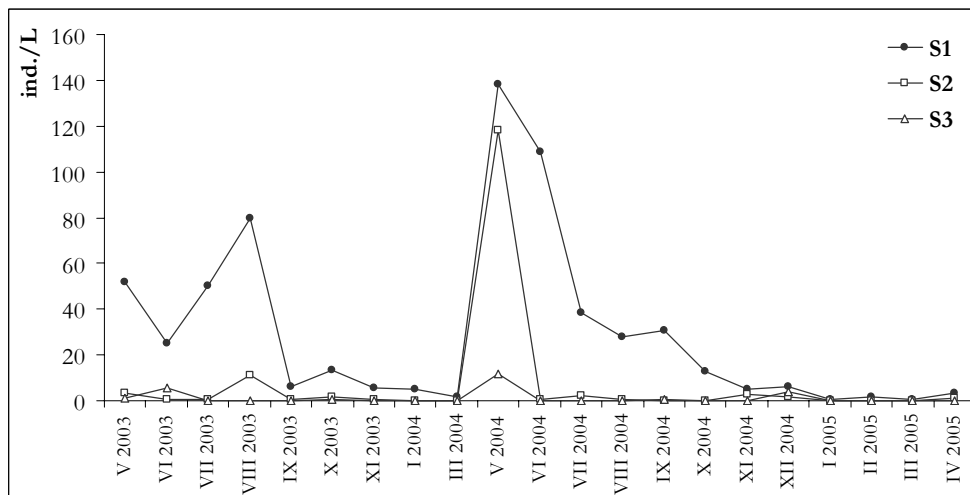


Fig. 70 Dinamica densităților medii pentru specia comună de cladocer *Daphnia cucullata* în Lacul Știucii la cele 21 de date de prelevare

A treia specie comună din Lacul Știucii, cladocerul *Ceriodaphnia pulchella*, este o specie “estivală”, care nu este întâlnită în anotimpul rece (fig. 71).

Valorile medii ale densității nu diferă semnificativ statistic între cele trei stații de colectare a probelor, fiind mai mici decât ale speciilor descrise mai sus și apropiate de la o stație la alta. Dezvoltarea maximă se înregistrează vara (august 2003, 2004 la **S1**), specia atingând valori crescute ale densității și primăvara și toamna (iunie 2003 și septembrie 2004 la **S2**).

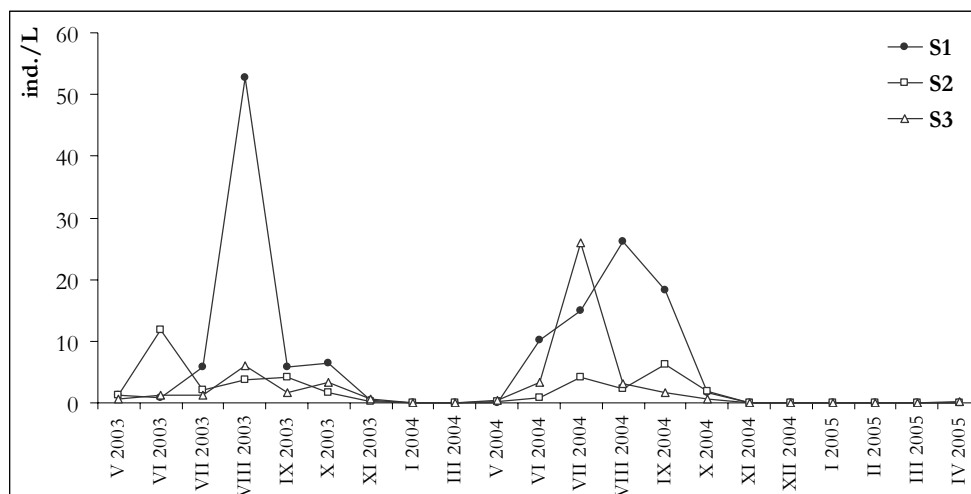


Fig. 71 Dinamica densităților medii pentru specia comună de cladocer *Ceriodaphnia pulchella* în Lacul Știucii la cele 21 de date de prelevare

În ceea ce privește comunitatea de copepode ciclopide, *Cyclops vicinus* este una din cele două specii dominante în Lacul Știucii, specie stenotermă de ape reci, identificată ca adulți (masculi și femele ovigere și neovigere) de la sfârșitul toamnei până primăvara, în ambii ani de prelevări (fig. 72). Această variație sezonieră a speciei *C. vicinus* se înscrie în tiparele generale descrise în literatura de specialitate, unde se vorbește de diapauza de vară caracteristică acesteia, care începe la sfârșitul primăverii și durează până la începutul toamnei (Hansen și Santer, 2003). Nu există diferențe statistic semnificative între valorile înregistrate la cele trei stații de prelevare.

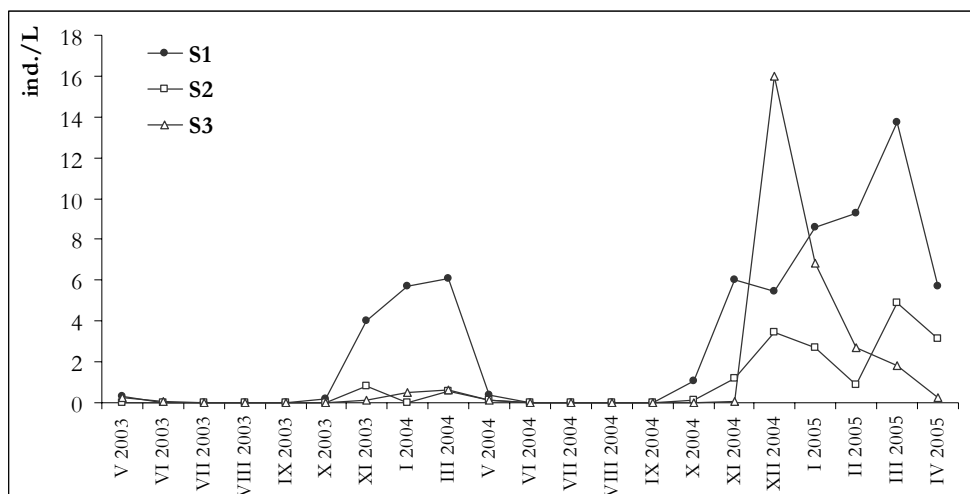


Fig. 72 Dinamica densității medii pentru specia comună de copepod *Cyclops vicinus* (adulți) în Lacul Știucii la cele 21 de date de prelevare

O variație diametral opusă a înregistrat a doua specie comună de copepode din Lacul Știucii, *Thermocyclops crassus*, specie iubitoare de căldură, deci prezentă ca adulți (masculi și femele ovigere și neovigere) doar primăvara, vara și la începutul toamnei (fig. 73), această specie intrând în diapauză în anotimpul de iarnă. Nici pentru *T. crassus* nu au existat diferențe semnificative între densitățile medii înregistrate la cele trei stații de prelevare a probelor.

Tabelul 10 prezintă valorile coeficientului de corelație de rang Spearman a densităților speciilor comune din Lacul Știucii și a parametrilor fizico-chimici măsurați în acest bazin (valorile considerate pentru corelație au fost mediile pe adâncimi la cele 21 de date de prelevare).

Dacă luăm în considerare pentru început corelațiile dintre parametrii fizico-chimici și speciile comune, se poate observa că *Ceriodaphnia pulchella* și *Daphnia cucullata* au înregistrat o corelație pozitivă semnificativă cu temperatura medie lunară (și negativă cu oxigenul dizolvat), corelație ce este mai puternică la specia estivală (pentru *C. pulchella* coeficientul Spearman este 0,959), deoarece

temperatura este factorul determinant în reglarea ciclului de viață la cladocere, mai ales la cele absente din pelagial pe perioada rece (fig. 74, tabel 10).

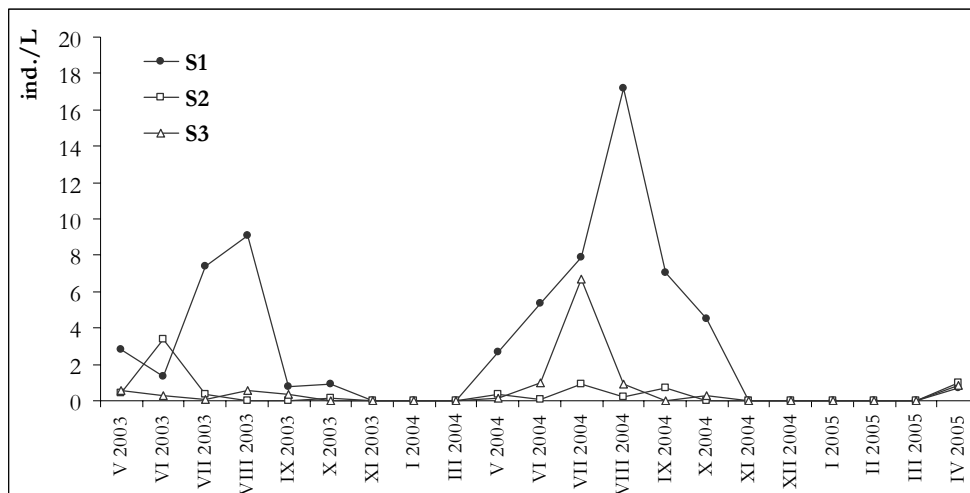


Fig. 73 Dinamica densității medii pentru specia comună de copepod *Thermocyclops crassus* în Lacul Știucii la cele 21 de date de prelevare

Tabel 10 Valorile coeficientului de corelație Spearman dintre densitatea speciilor comune și parametri fizico-chimici (valori medii pe adâncimi la cele 21 de date de prelevare în stația **S1** din Lacul Știucii) (**Bl** – *Bosmina longirostris*; **Cp** – *Ceriodaphnia pulchella*; **Dc** – *Daphnia cucullata*; **Cv** – *Cyclops vicinus*; **Tc** – *Thermocyclops crassus*; **T** – temperatură; **O** – oxigen dizolvat; **C** – conductivitate; **S** – salinitate; **TN** – concentrația azotului total; **TP** – concentrația fosforului total; **Tr** – transparența)
(valorile îngroșate sunt statistic semnificative, $p < 0,05$)

	Bl	Cp	Dc	Cv	Tc	T	O	pH	C	S	TN	TP
Cp	0,24											
Dc	0,47	0,74										
Cv	-0,15	-0,91	-0,84									
Tc	0,32	0,92	0,83	-0,88								
T	0,07	0,96	0,67	-0,93	0,91							
O	0,00	-0,54	-0,43	0,48	-0,49	-0,66						
pH	0,24	-0,33	-0,12	0,35	-0,15	-0,35	0,23					
C	0,03	0,45	0,36	-0,45	0,50	0,43	-0,52	-0,02				
S	0,02	0,44	0,35	-0,45	0,49	0,42	-0,52	-0,01	0,99			
TN	0,12	-0,14	-0,12	0,20	-0,16	-0,23	-0,07	0,02	0,05	0,06		
TP	0,09	-0,69	-0,34	0,58	-0,55	-0,68	0,03	0,19	-0,33	-0,30	0,02	
Tr	0,13	0,24	0,19	-0,25	0,19	0,08	0,26	-0,10	0,32	0,32	0,24	-0,55

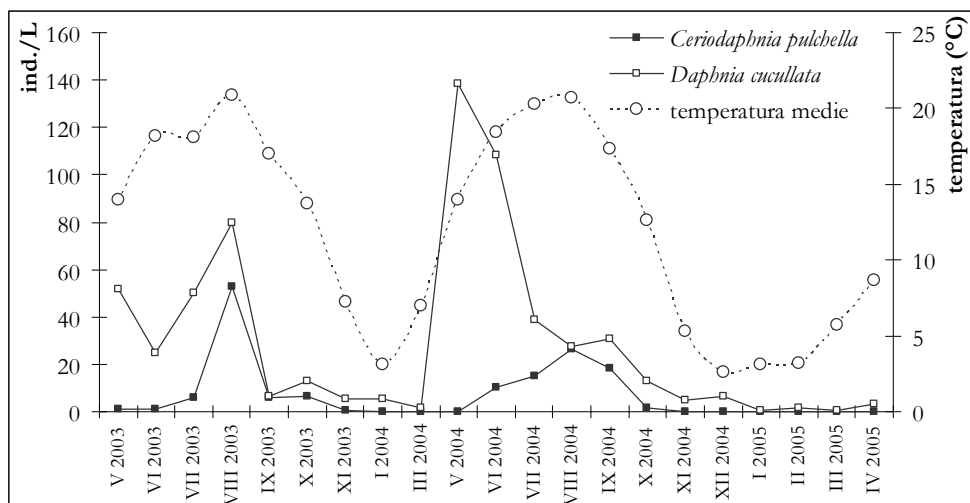


Fig. 74 Variația densităților medii lunare pentru speciile comune de cladocere din Lacul Știucii, S1, alături de dinamica valorilor medii de temperatură

Specia *Thermocyclops crassus* a înregistrat de asemenea o corelație pozitivă puternic semnificativă cu temperatura medie lunară, pe când *Cyclops vicinus* a înregistrat tot o corelație puternic semnificativă din punct de vedere statistic, însă negativă: fiind o specie iubitoare de ape reci, densitatea sa este mare la temperaturi scăzute (tabel 10, fig. 75)

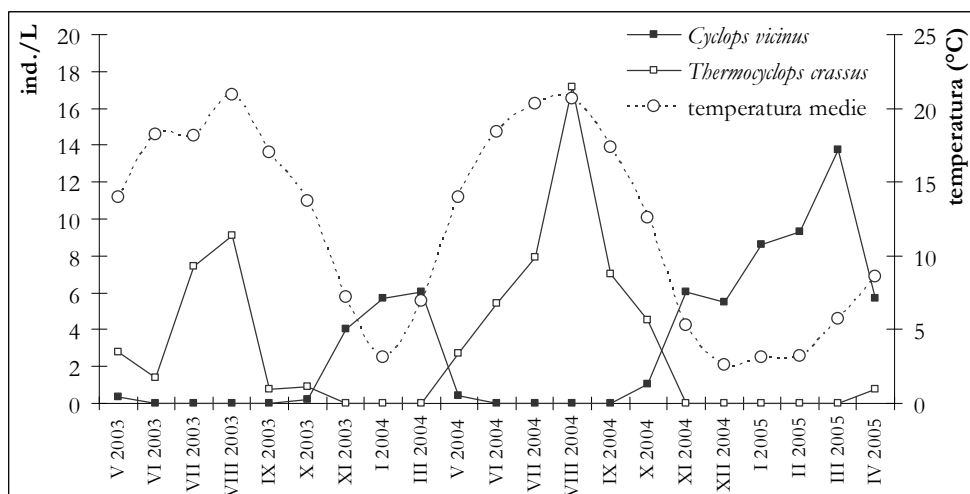


Fig. 75 Variația densităților medii lunare a speciilor comune de copepode din Lacul Știucii, S1, alături de dinamica valorilor medii de temperatură la datele de prelevare

Un aspect interesant al corelațiilor dintre densitățile speciilor comune și parametrii fizico-chimici este corelația negativă semnificativă dintre concentrația fosforului total și densitatea speciilor erbivore (*Ceriodaphnia pulchella*) sau a celor erbivore/carnivore (*Thermocyclops crassus* în acest caz) (fig. 76). Fosforul, fiind unul dintre cei mai importanți factori limitativi pentru creșterea algelor fitoplanctonice, hrana zooplanctonului erbivor (Mcqueen și colab., 1986), poate oglindi prin valorile sale scăzute, o proliferare a algelor, care atrage după sine o dezvoltare a densității erbivorelor (rotifere, majoritatea cladocerelor, specii de copepode ciclopide). Totuși, este important să ținem cont de faptul că nutrienții influențează doar indirect comunitatea de zooplancton, neavînd un efect atît de pregnant ca temperatura sau ciclul zi/noapte.

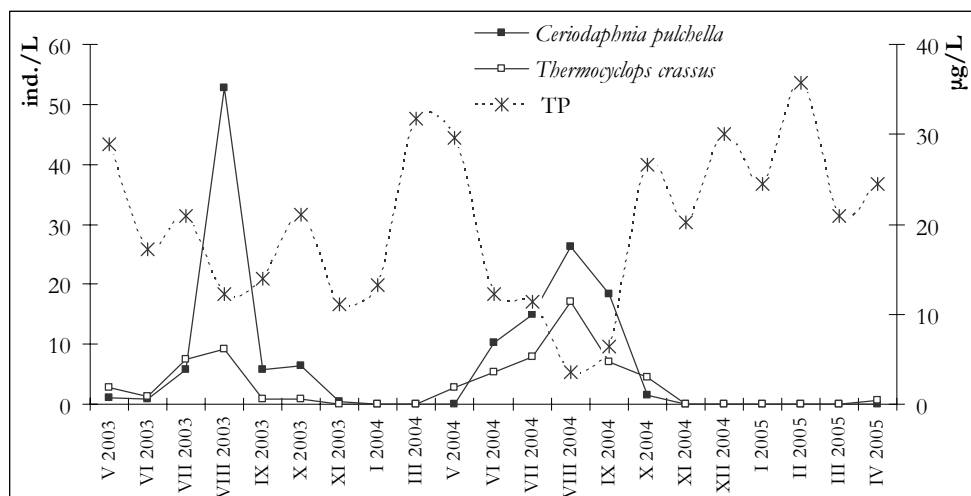


Fig. 76 Variația densităților medii a speciilor erbivore *Ceriodaphnia pulchella* și *Thermocyclops crassus* din Lacul Știucii, alături de dinamica fosforului total (TP)

Dacă analizăm coeficientul de corelație Spearman din tabelul 10 calculat numai pe baza speciilor comune, observăm că densitatea speciei *Daphnia cucullata* se corelează pozitiv semnificativ cu densitățile celorlalte două specii

comune de cladocere din Lacul Știucii, datorită asemănărilor în ciclul de viață al acestor specii filtratoare. Densitatea speciei *Cyclops vicinus* înregistrează o corelație negativă puternic semnificativă cu densitățile speciilor iubitoare de căldură *Daphnia cucullata* și *Ceriodaphnia pulchella*, pe când *Thermocyclops crassus* are o corelație pozitivă semnificativă cu acestea, toate cele trei speciile dezvoltându-se în perioadele cu temperaturi ridicate. În fine, o corelație negativă puternică există între cele două specii de copepode prezente în Lacul Știucii, *C. vicinus* și *T. crassus*, cunoscut fiind faptul că speciile de copepode ciclopide ce se întâlnesc în același bazin acvatic au perioade alternative de dezvoltare maximală și diapauză, probabil pentru a minimiza competiția interspecifică (Wetzel, 2001).

La toate stațiile, adâncimile și lunile, stadiile imature de copepode ciclopide au dominat numeric, situație normală pentru zooplanctonul lacurilor temperate (fig. 77).

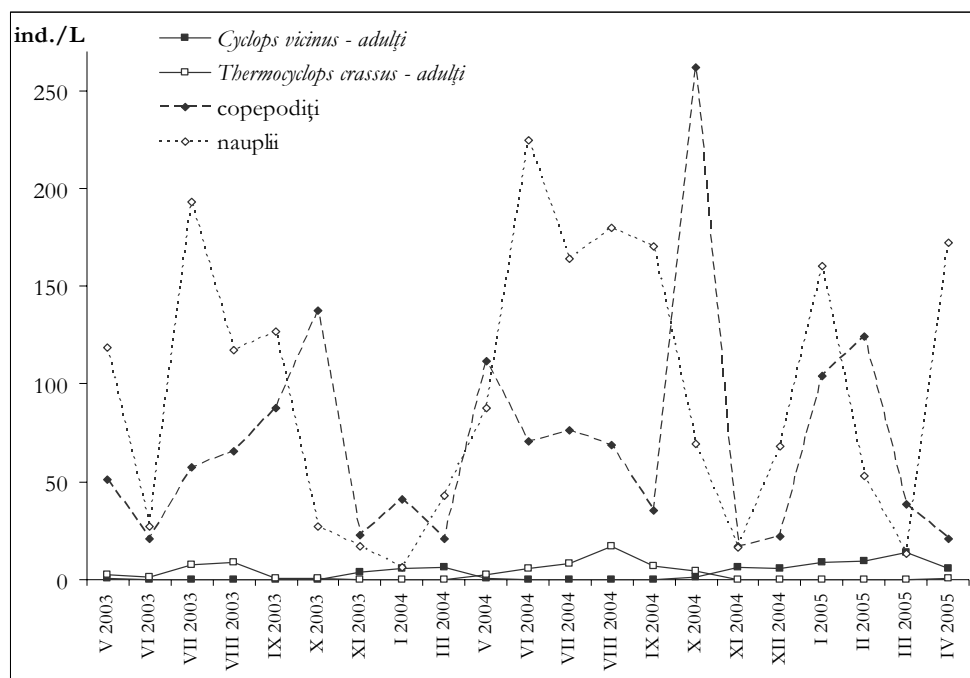


Fig. 77 Variația stadiilor imature (nauplii și copepodite) și mature (adulți) de copepode ciclopide în Lacul Știucii la stația S1 (valori medii ale densităților la cele 21 de date)

Cazul cel mai des amintit în literatura de specialitate pentru *Cyclops vicinus* este intrarea în diapauză în timpul verii sub formă de copepodit, dar au fost citate cazuri în care pe perioada de diapauză rezistă ca naupliu (Wetzel, 2001). Pentru *Thermocyclops crassus* este tipică intrarea în diapauză iarna tot sub formă de copepodit în ultimele stadii de dezvoltare (IV și V). Totuși, fiind imposibilă identificarea taxonomică pînă la nivel de specie a stadiilor imature și dată fiind componența multispecifică a comunității de copepode ciclopide din Lacul Știucii, este greu de determinat variația stadiilor succesive ontogenetice pentru fiecare specie în parte. Se poate afirma, ca o caracterizare generală, că vîrfurile de dezvoltare ale copepodiților din vară ar putea fi puse pe seama speciei iubitoare de căldură – *Thermocyclops crassus* (dar și a altora cum ar fi *Mesocyclops leuckarti* - prezentă în pelagial în sezonul călduros), pe cînd maximum de dezvoltare din toamnă și iarnă ar ține de specia *Cyclops vicinus* (fig. 77).

În definirea **speciilor comune de cladocere și copepode ciclopide din iazul piscicol Țaga Mare** au fost alese speciile prezente la stația de prelevare (T1) în cel puțin jumătate din datele de prelevare și cele ale căror densități medii pe adîncimi și pe toate datele de prelevare au depășit 5 ind./L. Trei specii au îndeplinit normele stabilite, una de cladocere (*Bosmina longirostris*) și două de copepode (*Cyclops vicinus*; *Thermocyclops oithonoides*).

Tabelul 11 prezintă valorile coeficientului de corelație Spearman calculat între speciile comune și între acestea și parametri fizico-chimici (toate valorile sunt medii pe adîncimi la cele 9 date de prelevare).

Dacă ne referim la corelațiile speciilor cu factorii fizico-chimici măsurați, se poate observa relația negativă dintre *Bosmina longirostris* și temperatura medie, această specie perenă înregistrînd cele mai mari densități din acest bazin în luna de iarnă. În ceea ce privește corelațiile puternic semnificative dintre speciile comune și conductivitate, salinitate și concentrațiile de nutrienți, nu pot fi

văzute decît avînd o cauzalitate indirectă. De exemplu, valorile conductivității sunt mai mici iarna comparativ cu sezonul de vară (fig. 28), iar valorile densităților medii ale speciei *Cyclops vicinus* sunt crescute iarna, ceea ce duce la corelația negativă ilustrată de tabelul 11.

Tabel 11 Valorile coeficientului de corelație Spearman dintre densitatea speciilor comune și parametri fizico-chimici (mediile pe adîncimi la cele 9 date de prelevare din Țaga Mare) (**Bl** – *Bosmina longirostris*; **Cv** – *Cyclops vicinus*; **To** – *Thermocyclops oithonoides*; T – temperatură; O – oxigen dizolvat; C – conductivitate; S – salinitate; TN – concentrația azotului total; TP – concentrația fosforului total; Tr - transparența) (valorile îngroșate sunt statistic semnificative, $p < 0,05$)

	Bl	Cv	To	T	O	pH	C	S	TN	TP
Cv	0,584									
To	-0,463	-0,664								
T	-0,839	-1,023	0,800							
O	0,507	0,227	-0,518	-0,564						
pH	-0,149	-0,332	0,255	0,182	-0,200					
C	-0,420	-0,979	0,791	0,855	-0,273	0,164				
S	-0,420	-0,979	0,791	0,855	-0,273	0,164	1,000			
TN	-0,612	-0,734	0,755	0,764	-0,400	-0,109	0,727	0,727		
TP	-0,752	-0,795	0,736	0,836	-0,418	0,055	0,709	0,709	0,927	
Tr	0,638	0,568	-0,973	-0,964	0,382	-0,473	-0,836	-0,836	-0,982	-1,055

Iarna există doar o specie de copepode ciclopide ce atinge maximum de dezvoltare (*Cyclops vicinus*), în timp ce *Thermocyclops oithonoides* a fost identificată doar în lunile călduroase (fig. 78). Alternanța ciclurilor de viață pentru speciile de copepode ciclopide din același bazin acvatic este semnalată des în literatura de specialitate, iar cele două specii ce co-există în același interval de timp trebuie să își diversifice nișele trofice pentru a putea supraviețui împreună.

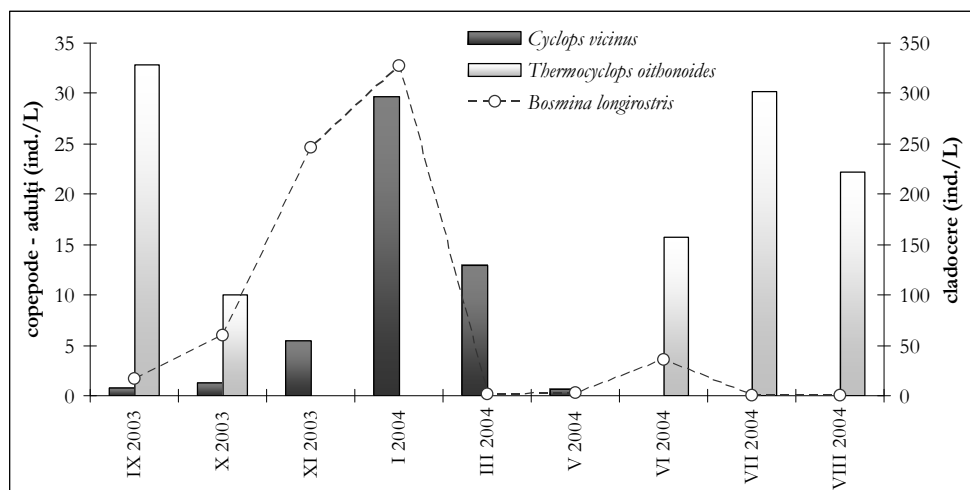


Fig. 78 Dinamica densităților medii pentru speciile comune de cladocere (*Bosmina longirostris*) și de copepode ciclopide (*Cyclops vicinus* și *Thermocyclops oithonoides*) din iazul Țaga Mare la datele de prelevare

Un alt aspect interesant ce ține de speciile comune identificate în Lacul Știucii este legat de **variația densității lor pe verticală**, pe orizonturile de adâncime. Pentru exemplificare am considerat valorile înregistrate la stația de maximă adâncime (**S1**), pe orizonturi succesive de la suprafață pînă la 6 m, pentru cele două specii perene de cladocere și pentru cele două specii comune de copepode ciclopide din acest bazin acvatic.

Temperatura este poate cel mai important factor abiotic ce guvernează comunitatea de microcrustacee planctonice. Pentru specia perenă de cladocere *Bosmina longirostris* s-au înregistrat corelații negative semnificative cu temperatura în lunile de vară (tabel 12) și corelații pozitive semnificative iarna. Acest lucru este ușor de explicat dacă urmărim variația densității acestei specii în coloana de apă (fig. 79): la toate datele de prelevare, numărul de indivizi crește odată cu adâncimea, înregistrînd aceeași variație ca temperatura în lunile de iarnă, și inversul acesteia vara. Același motiv stă la baza corelațiilor negative și pozitive cu temperatura înregistrate pentru cea de a doua specie perenă din Lacul Știucii, *Daphnia cucullata* (tabel 12).

Tabel 12 Valorile coeficientului de corelație Spearman dintre temperatură și densitățile a patru specii comune din Lacul Știucii la stația **S1** (pentru calcularea corelației au fost considerate valorile pe orizonturi de adâncime) (valorile îngroșate sunt statistic semnificative, $p < 0,05$)

Date de prelevare	<i>Bosmina longirostris</i> și temperatura	<i>Daphnia cucullata</i> și temperatura	<i>Cyclops vicinus</i> și temperatura	<i>Thermocyclops crassus</i> și temperatura
V 2003	-0,622	-0,225	-0,900	-0,908
VI 2003	-0,791	-0,910	-0,854	-0,859
VII 2003	-0,491	-0,736	-	-1,076
VIII 2003	-0,964	-0,345	-	-1,076
IX 2003	-0,518	-0,518	-	-0,745
X 2003	0,528	0,528	0,748	0,258
XI 2003	-0,427	-0,221	-0,445	-0,342
I 2004	1,118	1,000	0,579	-
III 2004	-0,645	-0,533	-0,887	-
V 2004	-0,064	0,431	-0,566	-0,679
VI 2004	-0,570	-0,982	-	-0,916
VII 2004	-0,729	-0,841	-	-1,019
VIII 2004	0,028	-0,009	-	-0,907
IX 2004	0,103	0,103	-0,277	0,028
X 2004	-0,339	-0,505	-0,523	-0,229
XI 2004	0,412	0,206	-0,221	-
XII 2004	0,229	0,586	0,368	-
I 2005	0,955	0,918	0,845	-
II 2005	1,000	-0,236	-0,127	-
III 2005	-0,345	-0,491	-0,636	-
IV 2005	-0,418	-0,018	-0,709	-0,557

Urmărind variația densității speciilor de cladocere perene din Lacul Știucii la stația de maximă adâncime (fig. 79 și 80), se observă numeroase similitudini ce rezidă din trăsăturile asemănătoare ale ciclului de viață și al modului de hrănire (amândouă speciile fiind filtratoare, ca majoritatea cladocerelor). Astfel, în mai 2003 se observă la ambele specii o densitate mare între 2 și 3 m adâncime, acolo unde a fost localizată termoclina în acea lună, lacul prezentând deja stratificare termică.

Densități mari se înregistrează la această dată (dar și la majoritatea datelor de prelevare din sezonul vernal și estival) la orizonturile profunde de 4 - 5 m, acolo unde se concentrează biomasa fitoplanctonică (Gudas, 2004). În verile

ambilor ani de studiu se menține această situație, în condițiile stratificării termice directe, pentru amândouă speciile, urmînd ca toamna să se facă trecerea spre faza de amestec a apelor, astfel că maximele atinse de densitate se “uniformizează” în coloana de apă. Iarna densitatea maximă atinsă de cele două specii este la orizontul de maximă adîncime, acolo unde temperatura apei este în jur de 4°C, în condiții de pod de gheață la suprafață. Tendințele descrise mai sus se mențin pe perioada de studiu ce a acoperit mai multe sezoane (din primăvară 2003 pînă în primăvară 2005).

Interesantă este dinamica densității pe adîncimi în luna decembrie 2004 atît la *Bosmina longirostris* (fig. 79) cît și la *Daphnia cucullata* (fig. 80), aceasta neurmînd tiparul “clasic” de creștere de la suprafață spre adîncimi. Explicația trebuie căutată în distribuția temperaturilor la acea dată de prelevare, distribuție specifică fazei de tranziție dintre amestecul de toamnă și stratificarea inversă de iarnă. Un alt aspect interesant include micile diferențieri între variația densităților de la suprafață spre adîncime între cele două specii de cladocere: în sezonul estival dar și hibernal al anului 2004 *Daphnia cucullata* nu a înregistrat vîrfuri de densități în coloana de apă (fig. 80), probabil datorită presiunii prădătorismului exercitat de pești, această specie de talie mare fiind preferată de ihtiofauna zooplanctonofagă, fiind mai ușor vizibilă. Valorile mari de densitate înregistrate de *D. cucullata* în mai 2003 și 2004 (de sute de ind./L) ilustrează trecerea spre condițiile favorabile ale sezonului estival. Corelațiile negative semnificative statistic dintre densitatea pe adîncimi la *Cyclops vicinus* și temperatura din vară și iarnă (tabel 12) își găsesc explicația în faptul că numărul de indivizi pe litru de adulți crește în toate lunile de la suprafață spre adîncime (fig. 81), pe cînd temperatura în aceste sezoane scade în coloana de apă.

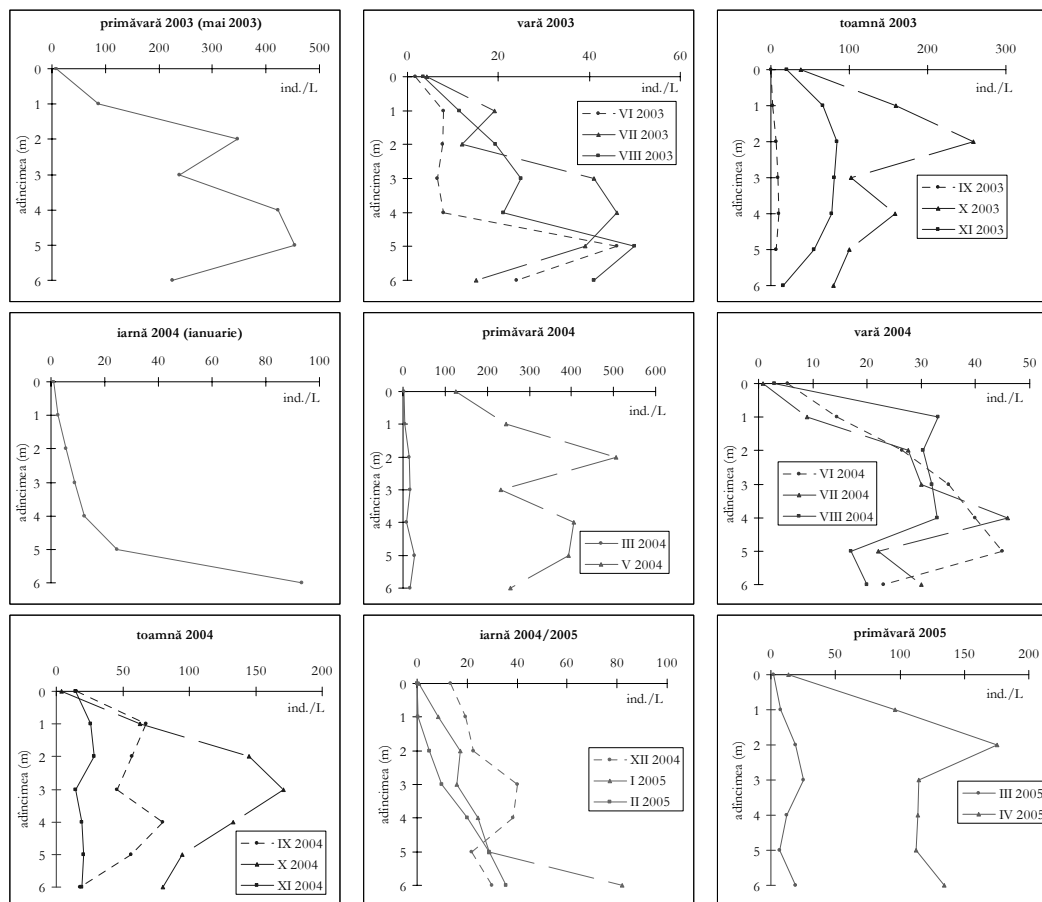


Fig. 79 Variația densității speciei perene de cladocer *Bosmina longirostris* pe adâncimi la datele de prelevare din Lacul Țiucii (stația S1)

Corelația pozitivă din luna ianuarie 2005 este explicată de variația comună a densității acestei specii cu temperatura (tabel 12). În ceea ce privește tiparele de variație pe adâncimi specifice diferitelor sezoane, se pot observa asemănări cu situația prezentată la cladocere doar în sezoanele de toamnă și primăvară (fig. 81). Iarna specia nu are distribuția tipică a cladocerelor (cu maxime înregistrate spre orizonturile de adâncime la temperaturi mai mari), fiind o specie iubitoare de ape reci. Vara nu este prezentă în pelagial.

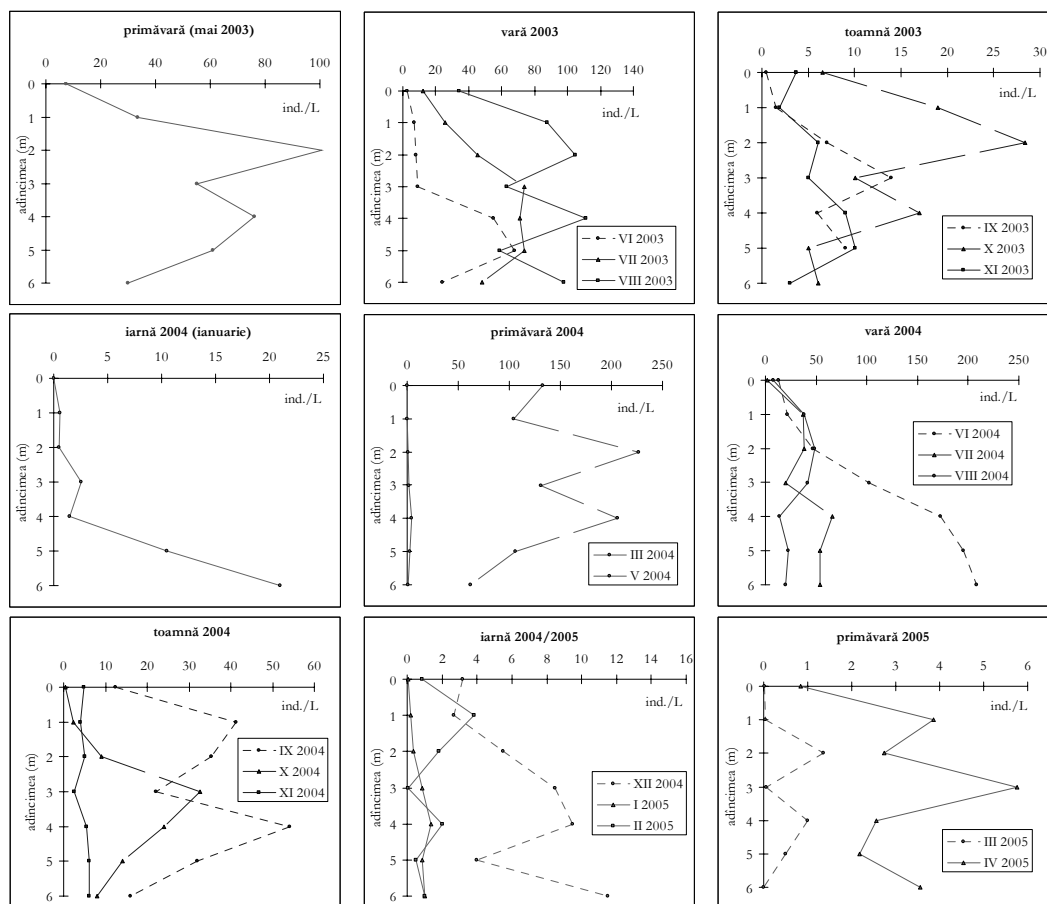


Fig. 80 Variația densităților speciei perene de cladocer *Daphnia cucullata* pe adâncimi la datele de prelevare din Lacul Știucii (stația S1)

Tiparele de variație ale densității pe adâncimi ale speciilor de cladocere prezentate se aseamănă mai mult cu cele ale speciei *Thermocyclops crassus* (fig. 82). Aceasta, nefiind prezentă iarna în pelagial, înregistrează corelații negative statistic semnificative cu valorile temperaturii înregistrate vara în coloana de apă, deoarece are o variație inversă pe verticală (tabel 12). Densitățile crescute ale speciei în orizonturile profunde ar putea avea aceeași explicație ca la speciile de cladocere, aceea a concentrării comunităților algale în aceste straturi (Gudas, 2004).

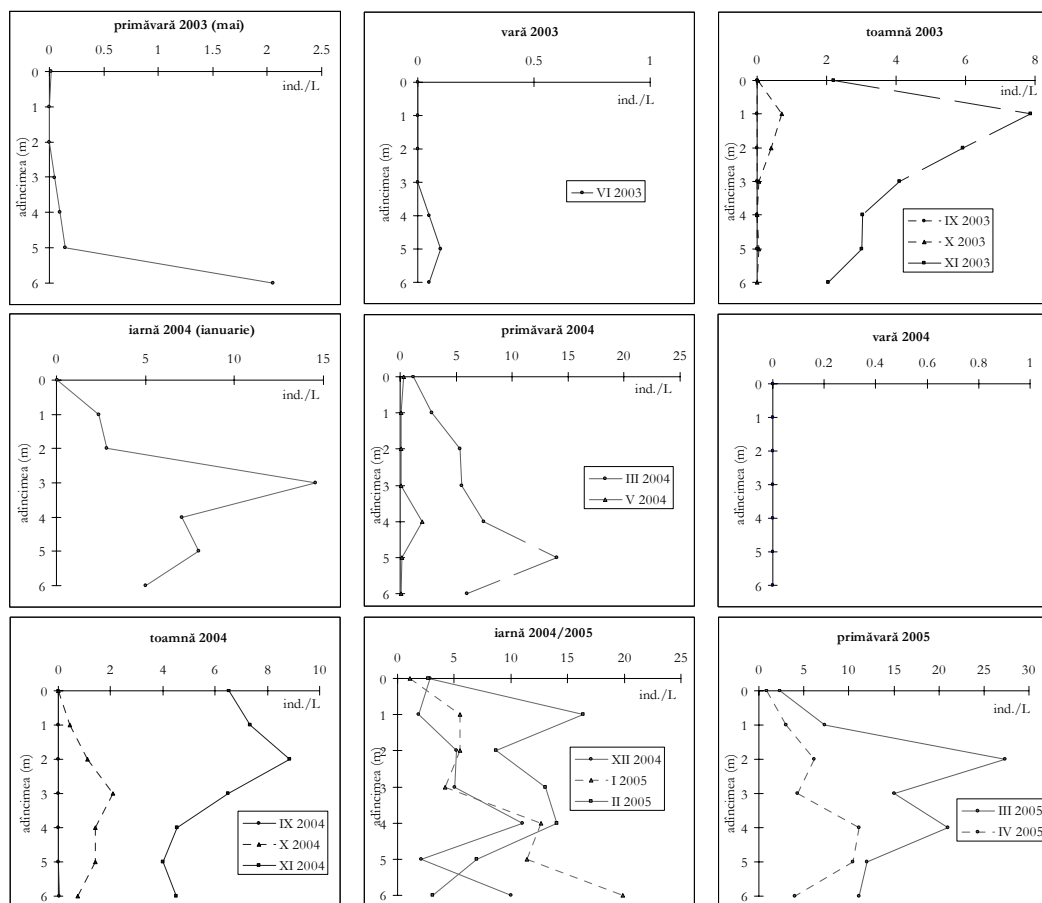


Fig. 81 Dinamica densității speciei comune de copepod *Cyclops vicinus* pe adâncimi la datele de prelevare din Lacul Știucii, stația S1

În afara speciilor comune de cladocere și copepode, în ambele bazine acvatice analizate au fost identificate **specii sporadice**, prezente printr-un număr relativ mic de indivizi în pelagial.

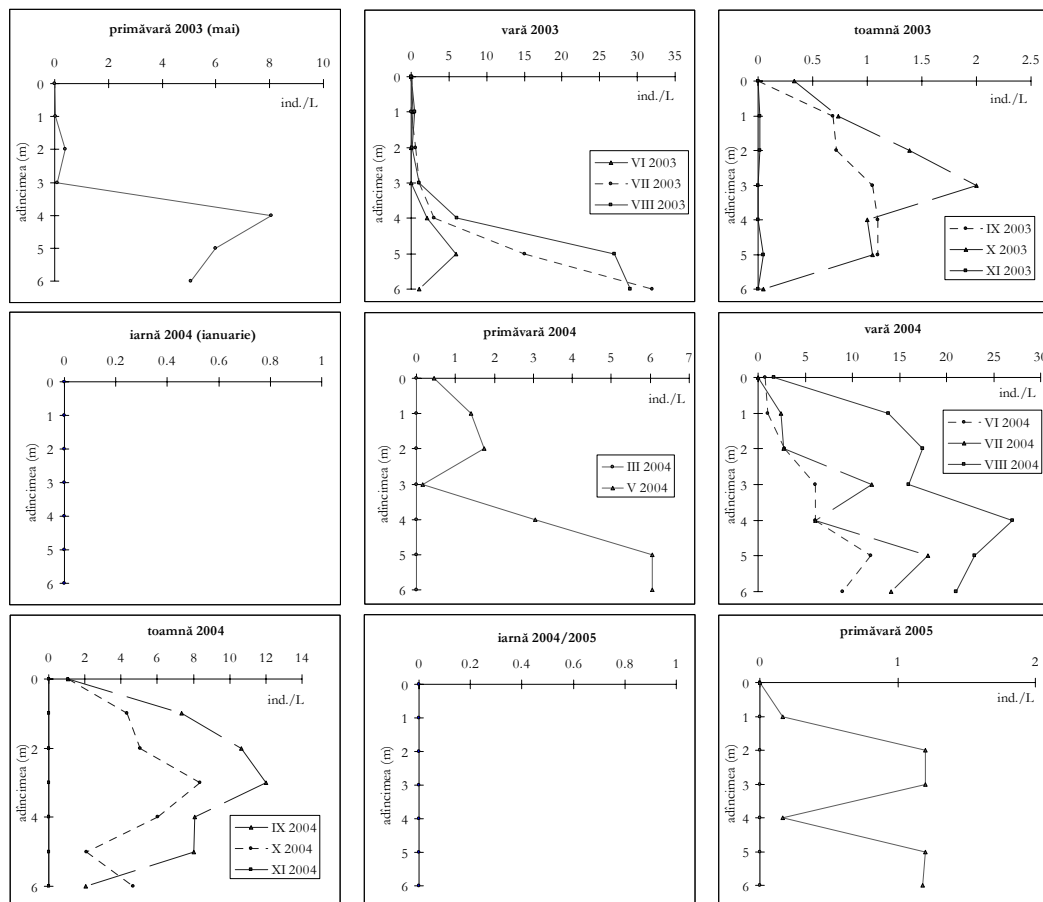


Fig. 82 Dinamica densității speciei comune de copepod *Thermocyclops crassus* pe adâncimi la datele de prelevare din Lacul Țiucii, stația **S1**

În Lacul Țiucii, pe lângă cele 5 specii considerate comune, au fost prezente alte 7 specii de cladocere și 7 de copepode ciclopide. Cladocerul *Alona rectangula* a înregistrat densități mici la stația **S1** (nedepășind 1 ind./L), dar mai ridicate la stațiile **S2** și **S3**, mergând pînă la 40 ind./L, cunoscut fiind faptul că această specie preferă zonele cu vegetație submersă, plutitoare sau emersă și apa liberă din apropiere (Negrea, 1983a). Densitățile maxime au fost atinse în lunile de vară (iulie-august, ambii ani de studiu) la toate stațiile. Specia este descrisă ca fiind „estivală”, deși se cunosc populații care iernează sub formă de adulți (Negrea, 1983a), caz surprins și în Lacul Țiucii la stația **S3**, unde s-au

înregistrat densități scăzute de femele partenogenetice în luna ianuarie 2005. *Chydorus sphaericus*, cel mai frecvent și răspândit cladocer din România (Negrea, 1983a), a fost găsit în densități foarte scăzute în Lacul Știucii în toate cele trei stațiile (nedepășind 3 ind./L). Fiind descrisă în literatură ca macrofitofilă și de cele mai multe ori perenă (Negrea, 1983a), *C. sphaericus* confirmă această caracterizare, înregistrând densități mai ridicate la stațiile **S2** (situată lângă brîul de stuf ce înconjoară lacul) și **S3** (localizată într-o regiune cu vegetație submersă). A fost prezentă în toate sezoanele, inclusiv iarna (decembrie 2004, **S3**). Cele două specii ale genului *Pleuroxus*, *P. aduncus* și *P. laevis* sunt descrise ca fiind macrofitofile (Negrea, 1983a), motiv pentru care în Lacul Știucii aceste specii au înregistrat densități mai mari la stațiile **S2** și **S3**. Au înregistrat densități mari vara și la începutul toamnei (iulie-septembrie) și nu au fost găsite iarna. O altă specie macrofitofilă găsită în densități mai mari la stațiile **S2** și **S3** este *Simocephalus vetulus*, totuși rareori depășind 4 ind./L. A fost identificată în toate sezoanele, inclusiv iarna (decembrie 2004, **S3**). Tot o formă ce preferă vegetația submersă (Negrea, 1983a) este *Graptoleberis testudinaria*, specie identificată doar la stațiile **S2** și **S3** în câteva luni (august, septembrie și octombrie 2003) cu densități foarte mici (nedepășind 2 ind./L). *Scapholeberis mucronata* este o specie identificată doar la stația **S3** în iunie 2003, la orizontul de suprafață, știut fiind faptul că este o formă ce se dezvoltă cu precădere în hiponeuston (Negrea, 1983a).

În ceea ce privește speciile sporadice de copepode ciclopide, *Mesocyclops leuckarti* a fost identificată la toate cele trei stațiile de prelevare în densități relativ ridicate, ajungând în stația **S3** la orizonturile de adâncime maximă chiar la peste 20 de ind./L. Ca și specia comună *Thermocyclops crassus*, *M. leuckarti* este o formă iubitoare de căldură (Damian-Georgescu, 1963), înregistrând maximele de dezvoltare în iulie/august și fiind absentă iarna. *Macrocyclus albidus* și *M. distinctus* au fost identificate doar la stațiile **S2** și **S3**, cu densități ce rareori

depășesc 1 ind./L. Din literatură se cunoaște faptul că *M. albidus* trăiește în condiții foarte variate, avînd o extremă capacitate de adaptare în special la variațiile de temperatură, pe cînd *M. distinctus* este găsit în special în tufișurile cu macrofite (Damian-Georgescu, 1963). Ambele specii au fost prezente în toate sezoanele dar cu densități mici, maximul atins fiind de aproximativ 3 ind./L. Alte două specii identificate doar la stațiile **S2** și **S3** au fost *Cryptocyclops bicolor* și *Megacyclops viridis*, însă aceste specii au înregistrat densități infime, ce nu au depășit 0,05 ind./L la nici o dată de prelevare. *C. bicolor* a fost găsită doar vara, pe cînd *M. viridis* toamna și iarna. Cele două specii ale genului *Encyclops*, *E. serrulatus* și *E. macruroides* trăiesc în ape cu caractere diferite, îndeosebi în zonele cu macrofite (Damian-Georgescu, 1963). În Lacul Știucii aceste specii au fost identificate doar în stațiile **S2** și **S3**, iar densitățile atinse de ele au fost extrem de mici, nedepășind 1 ind./L.

În iazul Țaga Mare, pe lîngă cele 3 specii comune au mai fost identificate 8 specii sporadice de cladocere și una de copepode, cu densități ce au depășit doar excepțional 1 - 2 ind./L. *Alona rectangula*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Chydorus sphaericus*, *Diaphanosoma orghindani*, *Leydigia acanthocercoides* și *Moina brachiata* au fost prezente primăvara, vara sau toamna, pe cînd *Daphnia galeata* și *Ilyocryptus sordidus* au fost găsite și în sezonul nefavorabil, alături de specia comună *Bosmina longirostris*. Ciclopidul *Acanthocyclops* cf. *vernalis* a apărut doar în lunile mai și iunie 2004 cu densități de sub 0,5 ind./L.

Poziția speciilor în raport cu gradientii factorilor de mediu se poate vizualiza prin diagrame de ordonare realizate cu ajutorul analizei de corespondență canonică (CCA). Lucrarea de față prezintă distribuția speciilor de la stația de maximă adîncime a Lacului Știucii (**S1**) de-a lungul gradientilor factorilor de mediu importanți măsurați la aceeași stație de colectare (temperatura, oxigenul, conductivitatea, salinitatea, concentrația de fosfor total, de azot total, transparența și pH-ul), la cele 21 de date de prelevare a probelor

de microcrustacee zooplanctonice (fig. 83). Se observă că specia *Cyclops vicinus* înregistrează densități mari la stația **S1** în datele de prelevare din jurul poziționării sale pe grafic (noiembrie 2003; ianuarie, noiembrie, decembrie 2004; ianuarie, martie, aprilie 2005). Cladocerul *Bosmina longirostris* are densități maxime în lunile mai 2003 și 2004, pe când *Thermocyclops crassus* și *Ceriodaphnia pulchella* în august 2004. În ceea ce privește interpretarea poziției speciilor de-a lungul gradientilor de mediu, fiecare vector reprezintă în diagramă o direcție pe care speciile se pot proiecta (fig. 83). Astfel, din punct de vedere al temperaturii, se poate vedea că speciile *Daphnia cucullata*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Thermocyclops crassus*, *Pleuroxus laevis*, *P. aduncus*, *Alona rectangula*, *Mesocyclops leuckarti* au fost găsite în general la datele de prelevare caracterizate de temperaturi crescute, în timp ce, dimpotrivă, *Cyclops vicinus* este prezent în probele prelevate la date cu temperaturi scăzute (dar cantități mari de oxigen dizolvat). Nu există specii de microcrustacee planctonice care să înregistreze densități mari la cantități mari de fosfor total, însă se poate observa că speciile *C. pulchella* și *T. crassus* realizează densități mari la cantități mici de fosfor total (datorită probabil cauzelor discutate anterior în acest capitol). Conductivitatea, salinitatea și pH-ul apei sunt factori de mediu cu influențe mai slabe asupra zooplanctonului, datorită faptului că speciile de microcrustacee ce trăiesc în bazinul acvatic studiat sunt adaptate *a-priori* la anumite valori ale acestor parametri, valori care nu înregistrează variații atât de dramatice încât să excludă de tot anumite specii sau să favorizeze apariția altora. Totuși, din punct de vedere al conductivității, s-a putut observa o corelație pozitivă cu densitățile speciilor *Ceriodaphnia pulchella*, *Thermocyclops crassus*, *Pleuroxus laevis* și *Alona rectangula*, însă acest lucru ar putea fi pus pe seama faptului că vara valorile conductivității au fost mai mari comparativ cu cele din anotimpul rece, probabil datorită evaporației și concentrării sărurilor în lac în sezonul estival.

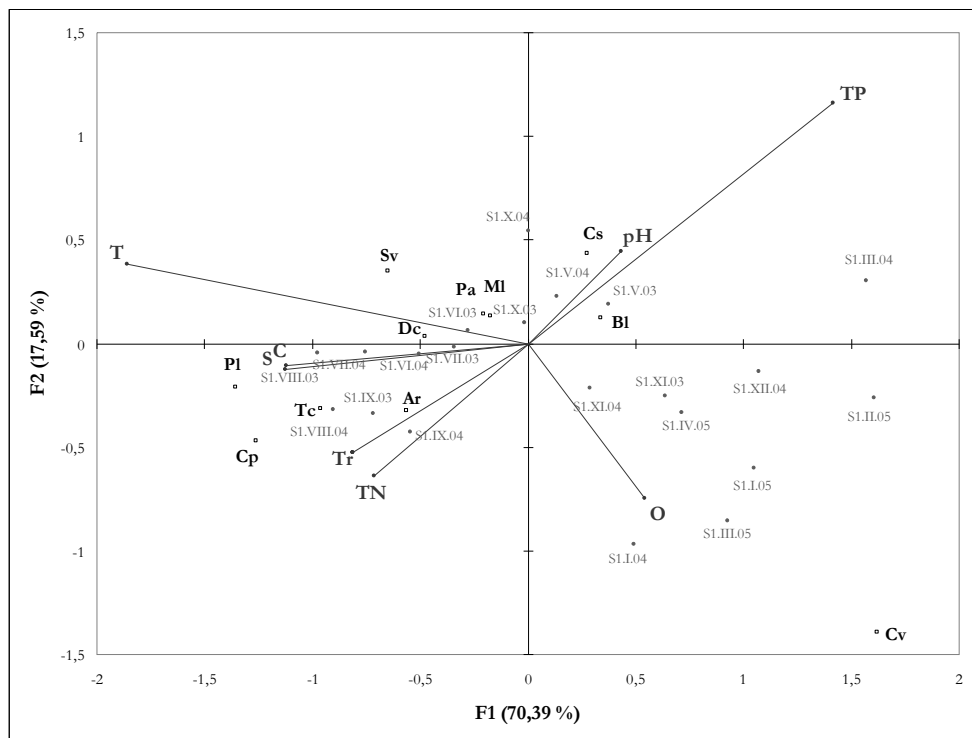


Fig. 83 Diagrama de ordonare realizată prin analiza de corespondență canonică (CCA) pe baza parametrilor fizico-chimici mășurați și a valorilor medii lunare de densitate pentru speciile prezente la stația de maximă adâncime **S1** din Lacul Știucii la cele 21 de date de prelevare (notate cu cifre romane) (**S1** – stația 1, **T** – temperatura; **O** – oxigen dizolvat; **C** – conductivitatea; **S** – salinitatea; **TP** – concentrația de fosfor total; **TN** – concentrația de azot total; **Tr** – transparența; **Ar** - *Alona rectangula*; **Bl** - *Bosmina longirostris*; **Cp** - *Ceriodaphnia pulchella*; **Cs** - *Chydorus sphaericus*; **Dc** - *Daphnia cucullata*; **Pa** - *Pleuroxus aduncus*; **Pl** - *Pleuroxus laevis*; **Sv** - *Simocephalus vetulus*; **Cv** - *Cyclops vicinus*; **MI** - *Mesocyclops leuckarti*; **Tc** - *Thermocyclops crassus*); axele **F1** și **F2**: 87,98 %

Biomasa reprezintă un parametru esențial în caracterizarea comunităților de organisme, estimarea ei avînd o importanță deosebită în bazinele acvatice deoarece oferă informații prețioase despre populațiile studiate, contribuie la elucidarea circuitului de materie și energie prin ecosistem, caracterizînd în același timp și starea ecologică a bazinului respectiv și este esențială în managementul resurselor de apă. Practic, cunoașterea biomasei ne indică la fiecare nivel trofic cantitatea de materie vie prezentă.

În ceea ce privește **dinamica biomasei speciilor comune din Lacul Știucii**, se poate afirma că aceasta este similară cu dinamica densității acestor specii, dată fiind legătura dintre cei doi parametri. Valorile de biomasă obținute au fost exprimate în toate cazurile ca greutate uscată și în $\mu\text{g/L}$, fiind comparabile cu datele din literatura de specialitate.

Biomasa individuală mică a speciei comune de cladocer *Bosmina longirostris* este compensată de numărul mare de indivizi identificați la toate cele trei stațiile de prelevare din Lacul Știucii. Astfel, în ciuda taliei mici a acestei specii (variația lungimii s-a încadrat între 0,175 și 0,575 mm la datele de prelevare), *B. longirostris* a înregistrat cele mai mari valori de biomasă dintre speciile de cladocere, depășind chiar 300 $\mu\text{g/L}$ (în luna ianuarie 2005 la stația **S3**), cu o medie de 52,40 $\mu\text{g/L}$ în stația **S1**, 16,84 $\mu\text{g/L}$ în stația **S2** și 29,12 $\mu\text{g/L}$ în stația **S3**. Există diferențe semnificative statistic între dinamica valorilor medii de biomasă dintre stația **S1** și stația **S2** (Kruskal-Wallis $H=12,31$; $n_1=n_2=21$; $p=0,001526$; $p<0,05$), dar și dintre stația **S1** și stația **S3** (Kruskal-Wallis $H=12,31$; $n_1=n_2=21$; $p=0,004841$; $p<0,05$), datorită densităților superioare atinse la stația de maximă adâncime **S1**. Pe lângă femele partenogenetice ovigere și neovigere, în populație au mai fost prezente femele gamogenetice și masculi, însă cu valori de densitate și biomasă reduse. Cladocerele se reproduc prin partenogeneză, trecînd la reproducerea prin gamogeneză doar cînd intervin condiții nefavorabile (fluctuații de temperatură, lipsă de hrană etc.). Pentru *B. longirostris* s-au identificat femele gamogenetice și masculi atît toamna, cît și primăvara/vara, ceea ce confirmă alternanța perioadelor de partenogeneză și gamogeneză cunoscută din literatură (Negrea, 1983a).

Daphnia cucullata, o specie de talie mare (cu lungimea totală ajungînd pînă la 1,3-1,4 mm la datele de prelevare) a realizat valori mai mici de biomasă comparativ cu *B. longirostris*, atîngînd o medie de 34,31 $\mu\text{g/L}$ la stația **S1**, 4,76 $\mu\text{g/L}$ la stația **S2** și doar 1,29 $\mu\text{g/L}$ la stația **S3**. Au fost observate diferențe

foarte semnificative statistic între valorile medii de biomasă înregistrate la stațiile **S1** și **S2** (Kruskal-Wallis $H=35,19$; $n_1=n_2=21$; $p=0,0000009325$; $p<0,01$), dar și **S1** și **S3** (Kruskal-Wallis $H=35,19$; $n_1=n_2=21$; $p=0,000000251$; $p<0,01$). Aceste diferențe mari pot fi explicate de preferințele ecologice ale acestei specii, *D. cucullata* fiind o formă prin excelență euplanctonică, ce preferă apa liberă, condiție satisfăcută pe deplin la stația de maximă adâncime **S1**. Maximele înregistrate de *D. cucullata* au fost în general primăvara/vara la toate cele trei stații din Lacul Știucii, deși ea a fost întâlnită și sub pod de gheață. În cantități mici au apărut femele gamogenetice și masculi, atât toamna cât și primăvara/vara, sugerînd astfel faptul că este o specie dicitică (Margaritora, 1972) și nu monocitică (Negrea, 1983a).

Pentru specia “estivală” *Ceriodaphnia pulchella* s-au păstrat maximele de dezvoltare atinse în cazul densității, respectiv cele de vară. Nu există diferențe semnificative statistic între dinamica biomasei la cele trei stații de prelevare din Lacul Știucii. Femele gamogenetice și masculi au fost prezenți atât primăvara/vara (lunile mai/iulie) cât și toamna, confirmînd astfel datele din literatura de specialitate, ce includ pe *C. pulchella* în categoria speciilor dicitice, cu o perioadă de gamogeneză scurtă de vară și una lungă de toamnă (Negrea, 1983a).

Variația biomasei speciilor comune de copepode ciclopide din Lacul Știucii a oglindit în general dinamica densităților și diferitele greutateți individuale medii ale speciilor. Pentru *Cyclops vicinus* se observă existența unor valori mari de biomasă odată cu scăderea temperaturilor medii lunare (în lunile de toamnă/iarnă/primăvară devreme), alături de inexistența speciei în lunile de vară, situație descrisă în literatura de specialitate (Damian-Georgescu, 1963). Nu s-au găsit diferențe semnificative statistic între valorile de biomasă de la cele trei stații de prelevare, însă o situație interesantă s-a înregistrat în al doilea an de studiu (decembrie 2004 - martie 2005), cînd biomasa înregistrată a fost

superioară celei din prima perioadă analizată (noiembrie 2003 - martie 2004) la toate cele trei stații de prelevare. Deși aceste diferențe nu sunt statistic semnificative, totuși există deosebiri vizibile între valorile de biomasă descrise anterior, deosebiri cauzate cel mai probabil de fluctuațiile populațiilor-pradă. *C. vicinus* se hrănește cu variate categorii de hrană, de la alge pînă la rotifere și cladocere mici (Santer, 1993, Plasmann și colab., 1997), alături de stadii naupliare sau copepodiții altor specii sau chiar a propriei specii (Dussard și Defaye, 2001). Copepodiții în ultimele stadii de dezvoltare și adulții reprezintă principala specie de prădător acolo unde rotiferele au abundențe mari (Walz, 1995), putînd chiar să depășească ratele de reproducere ale populațiilor de rotifere (Brandl, 2005). Deși *C. vicinus* se poate hrăni și cu specii de cladocere mici atunci cînd densitatea rotiferelor scade drastic, acestea din urmă rămîn hrana preferată (Brandl și Fernando, 1981). În Lacul Știucii se observă o corelație negativă semnificativă (coeficient de corelație Spearman = -0,612; $p=0,004$; $p<0,01$) dintre densitatea speciei *C. vicinus* și densitatea rotiferelor găsite în probele colectate la toate cele trei stațiile din Lacul Știucii, grupul rotiferelor incluzînd toate formele mai mari de 50/55 μm – dimensiunea-prag pentru reținerea organismelor în fileul zooplanctonic folosit pentru colectarea probelor. Se observă variația inversă a densităților celor doi taxoni, iar valorile mari de biomasă la începutul anului 2005 pentru *C. vicinus* pot fi cauzate de vîrfurile de dezvoltare atinse de rotifere în mai și octombrie 2004. În perioada decembrie 2004 - februarie 2005 s-au înregistrat valori mari și la biomasa naupliilor și copepodiților, probabil tot datorită populației de rotifere (știut fiind faptul că în ultimele stadii de dezvoltare copepodiții speciei *C. vicinus* devin prădători), dar și datorită proliferării în această perioadă a femelelor cu ouă, din care se dezvoltă nauplii.

Biomasa copepodului *Thermocyclops crassus* a înregistrat o variație inversă comparativ cu specia precedentă, cu maxime între lunile mai și octombrie și cu

absența totală în lunile de iarnă. Valorile de biomasă sunt mult mai scăzute decât cele atinse de *C. vicinus* datorită dimensiunilor relativ mici ale speciei (lungimea maximă atinsă la datele de prelevare fiind de 0,825 mm, fără ramurile furcale). *T. crassus* prezintă aceleași caracteristici de hrănire ca și *C. vicinus* (Brandl, 2005), fiind o specie oportunistă, atât erbivoră cât și prădătoare, ce se hrănește și cu rotifere. Există o corelație negativă între densitatea acestui copepod și cea a rotiferelor, chiar dacă nu este semnificativă statistic (coeficientul de corelație Pearson = -0,428; $p = 0,144$).

În ceea ce privește **dinamica biomasei speciilor comune din iazul piscicol Țaga Mare**, se remarcă valorile mari ale biomasei înregistrate de cladocerul comun *Bosmina longirostris*, valori comparabile cu cele din Lacul Știucii. Au fost identificate femele partenogenetice atât ovigere cât și neovigere, ce au atins biomasa maximă în luna de iarnă 2004, dar și femele gamogenetice caracterizate printr-o biomasă scăzută și o apariție în doar două date de colectare: noiembrie 2003 și ianuarie 2004. Masculi de *B. longirostris* au fost prezenți doar în noiembrie 2003, cu o biomasă mică (0,72 $\mu\text{g/L}$). Inexistența perioadei cu generații bisexuate (gamogenetice) din timpul verii ca în cazul Lacului Știucii arată faptul că *B. longirostris* este monociclică în iazul Țaga Mare.

Stadiile preadulte de copepode ciclopide au fost prezente în toate lunile de prelevare, cu un vîrf de biomasă în luna ianuarie 2004 datorită proliferării speciei *Cyclops vicinus* în această perioadă rece a anului. În ceea ce privește adulții, specia *C. vicinus* a înregistrat biomasa cea mai ridicată, depășind chiar 300 $\mu\text{g/L}$ în ianuarie 2004, aceasta fiind o specie iubitoare de ape reci. Au fost identificate atât femele (ovigere sau nu) cât și masculi. *Thermocyclops oithonoides* a realizat valori de biomasă mai mici datorită dimensiunilor mai scăzute ale speciei. A fost prezentă în lunile cu temperaturi ridicate, fiind reprezentată atât de femele cât și de masculi.

Alături de speciile comune, în ambele bazine acvatice studiate au fost prezente numeroase **specii sporadice**, ce ating valori net inferioare de densitate și biomasă. Astfel, în Lacul Știucii, la stația **S1** cladocerele *Alona rectangula*, *Chydorus sphaericus*, *Pleuroxus aduncus*, *P. laevis* și *Simocephalus vetulus* nu au depășit valoarea de 1 $\mu\text{g/L}$ în medie. Ciclopidul *Mesocyclops leuckarti* a înregistrat valori mai ridicate de biomasă, cu maxim în lunile de primăvară/vară. Corelațiile pe baza coeficientului de rang Spearman dintre valorile de biomasă atinse de speciile prezente la stația de maximă adâncime din Lacul Știucii (**S1**) au relevat aceleași aspecte discutate la dinamica densității, datorită variației asemănătoare a acestor doi parametri ecologici. Această asemănare se păstrează și la stațiile **S2** și **S3**. În ceea ce privește speciile de cladocere sporadice din stațiile **S2** și **S3**, se remarcă valori mai mari de biomasă pentru *Simocephalus vetulus*, o specie macrofitofilă ce preferă zonele cu vegetație submersă, condiții apropiate de cele de la stația **S2** și ideale în cazul stației **S3**, unde *S. vetulus* atinge chiar 60 $\mu\text{g/L}$ în luna iulie 2004, ajutată fiind și de dimensiunile mari la care pot ajunge femelele ovigere (ce pot depăși 2 mm lungime). Și speciile genului *Pleuroxus* au realizat valori relativ crescute ale biomasei în stațiile **S2** și **S3**, tot datorită faptului că preferă microhabitatele oferite de vegetația submersă. Restul speciilor de cladocere au înregistrat valori mici de biomasă. Copepodul *Mesocyclops leuckarti* înregistrează valori mai mari de biomasă la stațiile **S2** și **S3**, depășind chiar în unele cazuri biomasa realizată de specia comună *Thermocyclops crassus*, datorită dimensiunilor mai mari caracteristice acestei specii. Apar la ambele stații speciile genului *Macrocylops*, specii ce se dezvoltă cu precădere în tufișurile de macrofite, dar care nu au înregistrat valori reprezentative de biomasă datorită numărului redus de indivizi prezenți în lunile de prelevare. Alte specii macrofitofile sunt cele ale genului *Encyclops*, caracterizate prin valori mici de biomasă la stațiile **S2** și **S3**. Din specia rară *Megacyclops viridis* au fost identificate doar două femele (una la stația

S2 și una la **S3**), însă datorită dimensiunilor mari caracteristice acestui taxon, biomasa atinsă a fost de aproape 0,5 $\mu\text{g/L}$. *Cryptocyclops bicolor*, o specie de talie mică, a înregistrat valori modeste ale biomasei la ambele stații.

Speciile sporadice de talie mică din iazul piscicol Țaga Mare (*Alona rectangula*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Chydorus sphaericus*, *Leydigia acanthocercoides*) au atins valori mici de biomasă, nedepășind 1,5 $\mu\text{g/L}$. Specii de talie medie și mare (*Diaphanosoma orghidani*, *Moina brachiata*, *Daphnia galeata*, *Ilyocryptus sordidus*) au înregistrat valori mai mari, însă depășind doar excepțional 10 $\mu\text{g/L}$, cum a fost cazul singular al speciei *D. galeata* ce a înregistrat 12 $\mu\text{g/L}$ în ianuarie 2004. Copepodul *Acanthocyclops* cf. *vernalis* a fost prezent în doar două date de prelevare cu valori mici de biomasă.

Larve de chaoboride - diptere (*Chaoborus* sp.) reprezintă prădători vorace ai comunității de zooplancton, putând să decimeze chiar până la 40% din populațiile pradă pe zi (Elser și colab., 1987). În probele de zooplancton colectate din Lacul Știucii au fost identificate larve de *Chaoborus* la toate cele trei stațiile de prelevare. La stația **S1** de exemplu aceste larve de diptere au fost găsite doar la orizonturile de 5 și 6 m adâncime, știut fiind faptul că aceste larve preferă habitatele bentale. Numărul cel mai mare a fost găsit vara, în august 2003 și iunie 2004, ceea ce concordă cu datele din literatura de specialitate despre biologia larvelor de *Chaoborus*, care vara în general habitează pelagialul și nu se îngroapă în sedimente (Liljendahl-Nurminen și colab., 2002). Este greu de diferențiat un efect clar al larvelor de *Chaoborus* asupra comunității de zooplancton din bazinul studiat, deoarece nu se cunosc date despre densitățile și biomasa acestui prădător în lunile de prelevare. În plus, prezența larvelor prădătoare în probele colectate este accidentală, scopul lucrării fiind comunitatea de zooplancton și nu cea bentonică. Totuși, din datele existente se poate vedea un posibil efect asupra densității rotiferelor și a cladocerelor mici reprezentate de *Bosmina longirostris*, ambele categorii reprezentând hrana larvelor

de *Chaoborus*. Fig. 84 prezintă numărul mediu de larve găsite la 5 și 6 m la stația S1, alături de densitatea medie pe adâncimi a celor două grupuri de zooplancton. Se observă declinul densităților rotiferelor și a *B. longirostris* odată cu numărul mare de larve găsite în probe. Celelalte grupe de crustacee planctonice nu au prezentat nici o relație cu larvele de *Chaoborus*.

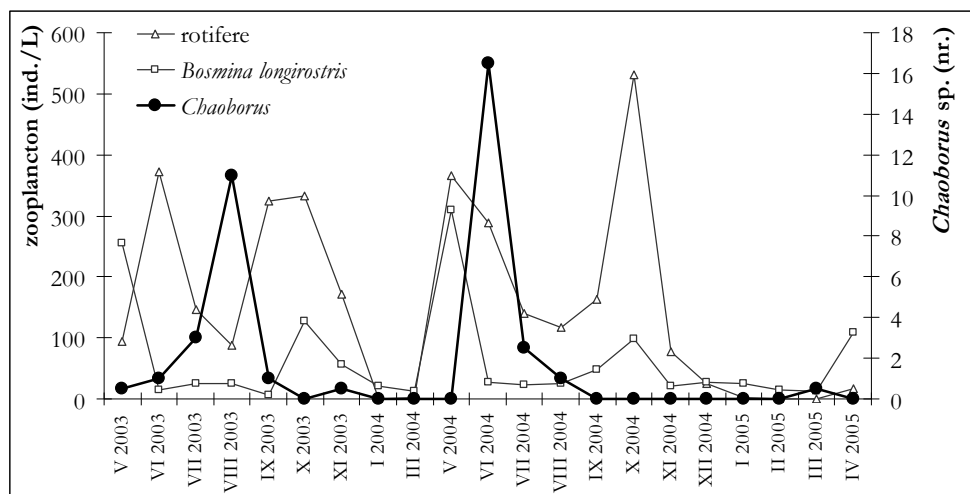


Fig. 84 Variația numărului mediu de larve de *Chaoborus* găsite la orizonturile de 5 și 6 m adâncime în Lacul Știucii, stația S1, alături de dinamica densității a rotiferelor și a cladocerului *Bosmina longirostris* (valori medii)

7. ESTIMAREA PREFERINȚELOR PENTRU MICROCRUSTACEELE PLANCTONICE LA POPULAȚIILE DE PEȘTI DIN LACUL ȘTIUCII

Comunitatea zooplanctonică reprezintă sursă de hrană pentru numeroase specii de pești în bazinele acvatice lentiche, atât pentru juvenili cât și pentru adulți. Este imperios necesară cunoașterea relațiilor complexe ce se stabilesc între pradă și prădător, pentru elucidarea alcătuirii lanțurilor trofice și a căilor de transfer a materiei și energiei prin ecosistemul studiat. Astfel, cercetările ce vizează conținutul stomacal la speciile prădătoare au o importanță practică deosebită deoarece clarifică aspecte esențiale legate de presiunea de prădare asupra microcrustaceelor și asupra existenței sau inexistenței preferințelor de hrană la speciile de pești prădătoare.

Datorită statutului de rezervație naturală a Lacului Știucii, colectarea probelor de ihtiofaună se poate realiza doar într-un cadru oficial riguros monitorizat. De aceea, pentru studiul dietei speciilor de pești din acest bazin acvatic s-a efectuat o singură campanie de prelevare a probelor, în iulie 2004, în care s-au folosit setci cu diferite dimensiuni ale ochiurilor. Au fost identificate zece specii de pești, din patru familii: Fam. Esocidae (*Esox lucius* - știucă); Fam. Cyprinidae (*Abramis brama* - plătică; *Alburnus alburnus* - oblete; *Carassius carassius* - caracudă; *Carassius gibelio* - caras; *Rutilus rutilus* - babușcă; *Scardinius erythrophthalmus* - roșioară; *Tinca tinca* – lin); Fam. Percidae (*Perca fluviatilis* – biban) și Fam. Centrarchidae (*Lepomis gibbosus* - biban-soare). Carasul nu s-a regăsit în captură datorită dimensiunilor mici ale indivizilor din apele puțin adânci (K.P.Battes și colab., 2005).

Au fost colectați în total 169 de indivizi, cu o greutate totală de 11471 g. Comunitatea piscicolă a constat în principal din specii de talie mică (babușcă sau oblete) sau de talie medie (roșioară sau lin), alături de juvenili sau specii de talie mare. Indivizii prelevați cu plase cu diametrul ochiului de 14 mm au depășit 50%; cei colectați cu setcă cu ochiuri de 20 mm au depășit 25% iar cei prelevați cu plasa cu dimensiunea ochiului de 45 mm 15%. Speciile erbivore (roșioara) au înregistrat cele mai ridicate valori ale abundenței, datorită vegetației submerse abundente din Lacul Știucii. Speciile omnivore (obletele) și cele detritivore (babușca) au de asemenea condiții bune de hrănire. Aceste specii numeroase asigură existența unui procent mare de specii carnivore (știuca sau bibanul) care au reprezentat 15% din biomasa Lacului Știucii (K.W. Battes și Stoica, 2006). Cele 56 de exemplare piscicole de la care s-au prelevat stomacurile pentru analiză au avut o structură variată pe vârste (fig. 85), cu predominanța vîrstelor 3+ și 4+ (3, respectiv 4 ani și o vară). Vîrsta indivizilor s-a apreciat pe baza analizei probelor de solzi de la exemplarele colectate și eșantionate (K.W. Battes și Stoica, 2006).

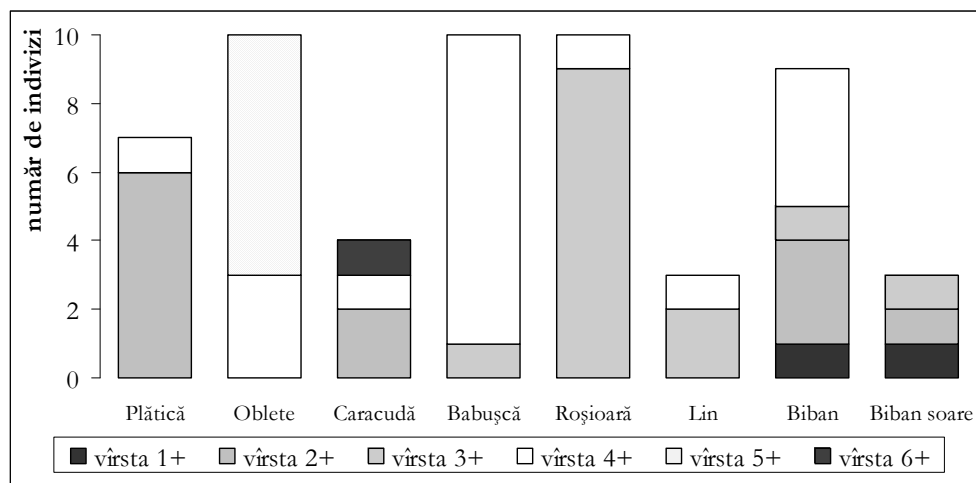


Fig. 85 Vîrsta indivizilor din cele opt specii de pești capturate în Lacul Știucii, a căror conținut stomacal a fost analizat în studiul de față

În ceea ce privește preferințele de hrană ale speciilor de pești capturate în Lacul Știucii în iulie 2004, în marea lor majoritate sunt specii omnivore, și anume: omnivore / insectivore (plătica, linul, caracuda, bibanul-soare), omnivore / erbivore (roșioara), omnivore / detritivore (babușca), omnivore / insectivore / planctivore (obletele) sau omnivore / insectivore / piscivore (bibanul). Plătica are o dietă formată din vegetație acvatică, larve de insecte, viermi, bivalve, gastropode, oligochete, polichete, amfipode, isopode, ostracode, icrele altor pești, zooplancton (cladocere: *Alona*, *Bosmina*, *Diaphanosoma*, *Leydigia*, *Monospilus*, *Leptodora*, *Daphnia*; copepode: *Acanthocyclops*, *Cyclops*, *Eudiaptomus*) (Bușniță și Alexandrescu, 1971; Froese și Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003; Vinni și colab., 2000). Obletele preferă resturi de plante, alge, larve și pupe de insecte, insecte adulte mici, ostracode, zooplancton (rotifere: *Asplanchna*, *Brachionus*, *Keratella*; cladocere: *Bosmina*, *Alona*, *Chydorus*, *Ceriodaphnia*, *Daphnia*, *Moina*, *Leptodora*, *Diaphanosoma*, *Sida*, copepode) (Bușniță și Alexandrescu, 1971; Froese și Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003). Despre caracudă, literatura de specialitate precizează că se hrănește cu alge, detritus, ostracode, viermi, larve de diptere, chironomide, melci, zooplancton (cladocere: *Bosmina*, *Alona*, *Alonella*, *Camptocercus*, *Chydorus*, *Diaphanosoma*, *Limnosida*; copepode: *Eudiaptomus*) (Bușniță și Alexandrescu, 1971; Froese și Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003). Babușca preferă alge bentice, macrofite, larve și pupe de insecte, oligochete, moluște, zooplancton (cladocere: *Bosmina*, *Chydorus*, *Daphnia*, *Leptodora*) (Bușniță și Alexandrescu, 1971; Froese și Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003). Roșioara este specializată pe resturi de plante, alge, viermi, nevertebrate mici, chironomide, zooplancton (cladocere: *Daphnia*, *Scapholeberis*) (Bușniță și Alexandrescu, 1971; Froese și Pauly (red.), 2009; García-Berthou și Moreno-Amich, 2000a; Greenhalgh, 2003). Linul este cunoscut ca avînd o dietă bazată pe vegetație acvatică, larve de insecte, insecte adulte, hirudinee, bivalve, gastropode, acarieni acvatici, amfipode, ostracode,

zooplancton (cladocere) (Bușniță și Alexandrescu, 1971; Froese și Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003; Maitland și Campbell, 1992). Juvenili de biban se hrănesc cu larve de insecte, viermi, zooplancton (cladocere și copepode), pe cînd adulții cu moluște, amfipode, isopode, larve de insecte, juvenili și icre de pește, inclusiv din propria specie (Bușniță și Alexandrescu, 1971; Froese și Pauly (red.), 2009; Greenhalgh, 2003). În fine, bibanul -soare preferă larve de insecte, melci, ostracode, isopode, anelide, amfipode, juvenili și icre de pește, viermi, zooplancton (rotifere, cladocere: *Ceriodaphnia*, *Daphnia*; copepode: *Tropocyclops*) (Bușniță și Alexandrescu, 1971; Froese și Pauly (red.), 2009; Garcia-Berthou și Moreno-Amich 2000b).

În conținuturile stomacale analizate au fost identificate numeroase grupe de organisme: alge, resturi de plante, rotifere, nematode, moluște, acarieni acvatici, microcrustacee, ostracode, insecte, dar și bucăți de pești. Identificarea și numărarea acestor grupuri au fost îngreunate de fragmentarea lor uneori foarte pronunțată. Toate cele opt specii de pești colectate din Lacul Știucii și a căror stomacuri au fost analizate au consumat zooplancton. Procentajul stomacurilor cu zooplancton a depășit 50% din totalul studiat pe specie pentru oblete, plătică, lin și caracudă, în timp ce la biban s-a observat cel mai mic procent de stomacuri cu specii de crustacee planctonice: 11%.

Opt specii de microcrustacee planctonice au fost identificate în stomacurile analizate: 6 specii de cladocere (*Alona rectangula*, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cucullata* și *Simocephalus vetulus*) și două de copepode (*Mesocyclops leuckarti* și *Thermocyclops crassus*). Au mai fost găsiți copepodiți și bucăți neidentificabile de copepode, acest grup fiind susceptibil fragmentării datorită particularităților morfologice. Nauplii nu au fost observați în nici un stomac analizat. Din cladocere s-au identificat femele partenogenice, organismele fiind în general bine conservate în stomacuri și ușor de recunoscut. Tabelul 13 prezintă numărul de stomacuri cu speciile de microcrustacee

enunțate, alături de numărul mediu de indivizi de cladocere, copepode sau rotifere găsit în stomacurile ce au inclus zooplancton (cele fără nici un organism zooplanctonic nu au fost considerate).

Tabel 13 Numărul de stomacuri de pește cu zooplancton (în paranteze: numărul mediu de indivizi/stomac; au fost considerate doar stomacurile cu zooplancton)

Zooplancton	Specii de pești							
	p	o	c	b	r	l	bi	bis
CLADOCERE								
<i>Alona rectangula</i>	2(1,3)	-	2(9)	-	-	1(2)	-	-
<i>Bosmina longirostris</i>	-	7(8,7)	3(8,7)	-	-	-	1(22)	-
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	1(0,8)	6(3,7)	2(25)	1(0,5)	-	2(2,3)	1(7)	-
<i>Chydorus sphaericus</i>	4(4)	2(0,3)	1(49)	-	-	2(1,7)	0	-
<i>Daphnia cucullata</i>	2(0,8)	9(208,2)	2(0,7)	2(58)	2(2,5)	-	1(1)	-
<i>Simocephalus vetulus</i>	-	1(0,1)	1(0,3)	-	-	2(2,3)	-	-
COPEPODE								
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	-	1(0,1)	1(2,3)	-	-	1(1,7)	1(16)	1(1)
<i>Thermocyclops crassus</i>	-	3(0,3)	2(3)	-	-	-	1(18)	-
copepodiți	1(0,3)	1(0,1)	2(3,3)	-	-	1(0,7)	1(1)	-
copepode bucăți	3(1,8)	3(0,9)	1(11,7)	-	-	2(1,7)	1(29)	-
ROTIFERE								
-	-	1(0,1)	-	-	-	-	-	-
Total stomacuri cu zooplancton	4	9	3	2	2	3	1	1
Total stomacuri analizate	7	10	4	10	10	3	9	3
p – plătică; o – oblete; c – caracudă; b – babușcă; r – roșioară; l – lin; bi – biban; bis – biban-soare								

Rezultatele privitoare la prezența organismelor zooplanctonice în conținutul stomacal al celor opt specii de pești colectate din Lacul Știucii sunt în cooncordanță cu datele din literatura de specialitate. Plătica este un pește bentivor, preferînd zonele adînci cu apă stagnantă (Greenhalgh, 2003), motiv pentru care în stomacurile analizate organisme zooplanctonice nu au fost găsite în număr mare (tabel 13). Totuși, patru specii de cladocere au fost identificate, de talie mică și mijlocie, alături de stadii preadulte de copepode (fig. 86), preponderent fiind cladocerul *Chydorus sphaericus*. Obletele, pe de altă parte, este cunoscut în literatura de specialitate ca fiind o specie ce se hrănește

cu zooplancton și nu numai. Astfel, cel mai mare număr de indivizi de *Daphnia cucullata* a fost identificat în cele 9 din 10 stomacuri de oblete (tabel 13, fig. 86), ajungând chiar pînă la 671 de indivizi numărați. Celelalte grupe de zooplancton au fost prezente în număr mai mic, mai puțin cladocerul *Alona rectangula*, care nu s-a regăsit în stomacurile analizate. Interesant este că obletele este singura specie colectată din Lacul Știucii în stomacurile căreia s-au identificat rotifere, observație care concordă cu datele din literatură. Caracuda este descrisă ca fiind preponderent bentivoră, dar cu posibilitatea de a-și completa dieta cu zooplancton din pelagial în anotimpul estival (Greenhalgh, 2003). În consecință, toate grupurile de microcrustacee au fost identificate în stomacurile de caracudă, cele mai numeroase fiind cladocerele de talie mică (tabel 13). Și copepodele au fost relativ bine reprezentate, însă indivizii observați au fost destul de striviți și fragmentați, probabil datorită digestiei. Babușca se hrănește atît cu organisme bentonice cît și zooplanctonice, însă doar două specii de cladocere de talie mijlocie au fost identificate în stomacurile analizate din Lacul Știucii (tabel 13). *Daphnia cucullata* a fost cea mai abunentă specie, atingînd chiar 105 indivizi (cu o medie de 58 de indivizi/stomac). Șase din cele zece stomacuri de babușcă au fost infectate cu *Ligula intestinalis* (Plathelminthes, Cestoda).

În stomacurile de roșioară a fost prezentă doar *Daphnia cucullata*, în număr foarte mic, deoarece această specie de pește este în principal erbivoră. Stomacurile de lin, specie descrisă ca fiind principal bentivoră (Greenhalgh, 2003), au inclus majoritatea speciilor de microcrustacee zooplanctonice, dar în număr redus. Cladocerul de talie mare *Simocephalus vetulus* a înregistrat cele mai mari valori. Toate stomacurile de lin au fost infectate cu trematode (Plathelminthes, Trematoda), intensitatea infecției variînd între 94 și 119 indivizi / gazdă. În cazul bibanului, doar 1 stomac din 9 a inclus zooplancton, cel al individului cu vîrsta 1+, deoarece adulții trec de la dieta plactivoră,

specifică juvenilor, la cea piscivoră. Copepodele au fost bine reprezentate în stomacul de biban (tabel 13, fig. 86). Doar un individ din copepodul *Mesocyclops leuckarti* (♀) a putut fi identificat în stomacul de biban-soare, de asemenea un pește principal piscivor (fig. 86).

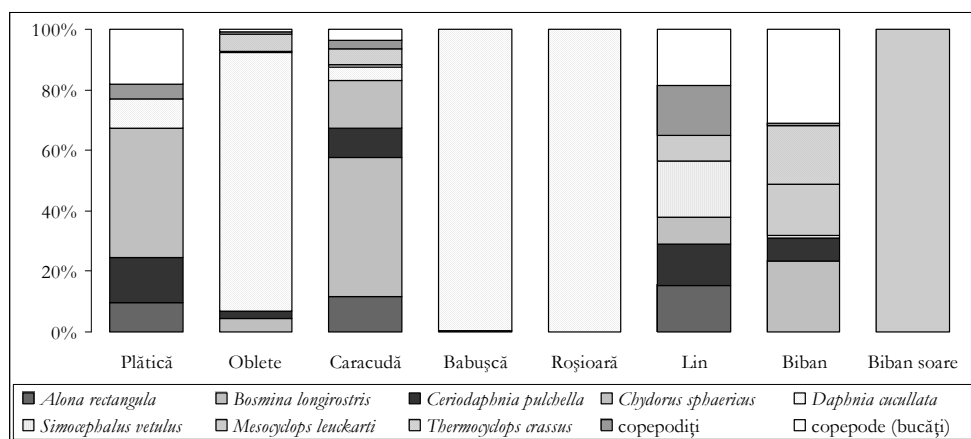































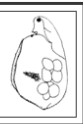











Fig. 86 Procentul grupelor de microcrustacee planctonice din dieta celor opt specii de pești capturate în Lacul Știucii

Pentru estimarea preferințelor de hrană în ceea ce privește speciile de microcrustacee planctonice, s-au calculat doi indici de măsurare a selectivității hranei: indicele de selecție w și indicele α al lui Manley pentru populații-pradă constante. Principiul de bază care stă la baza aplicării ambilor indici este compararea disponibilității în mediu a unei resurse de hrană cu utilizarea ei de către speciile-prădătoare studiate. În cazul studiului de față, densitatea în mediu a speciilor de microcrustacee zooplanctonice considerate a fost calculată ca media dintre valorile de densitate pentru anotimpul de vară 2004 (lunile iunie, iulie și august 2004), datele fiind exprimate în indivizi per litru. Utilizarea speciilor zooplanctonice de către ihtiofaună a fost estimată prin cuantificarea numărului de indivizi găsiți în stomacurile peștilor colectați din Lacul Știucii. Ambii indici folosesc aceeași măsură pentru ilustrarea preferinței sau a evitării

unei categorii de hrană: se raportează proporția speciilor din dietă la proporția lor din mediu. Indicele de selecție w folosește doar o categorie de hrană, în timp ce indicele α al lui Manley Ține cont de toate categoriile de hrană ale unui prădător, rezultatele acestui ultim indice fiind mai clar interpretabile și mai exacte. Pentru plătică, valorile indicelui Manley au arătat preferința acestui pește pentru specii de cladocere de talie mică: *Chydorus sphaericus* pe primul loc și *Alona rectangula* pe al doilea (tabel 14). Indicele de selecție w include și specia *Ceriodaphnia pulchella* printre preferințe, aceste aspecte fiind reflectate și de procentele mari realizate de aceste trei cladocere în stomacurile de plătică analizate (fig. 86). La oblete, singurul pește cu adevărat planctivor din cele colectate în Lacul Știucii, se observă preferința pentru specii de talie mai mare, deși pe primul loc se situează tot specia de dimensiuni mici *Chydorus sphaericus* (tabel 14), urmată totuși în ierarhia preferințelor de *Daphnia cucullata*, specie de dimensiuni mai mari, indicele de selecție w arătând ca preferată și specia de talie mare *Simocephalus vetulus*. Aceste preferințe de hrană nu se regăsesc în compoziția procentuală a stomacurilor de oblete (fig. 86), *C. sphaericus* înregistrând un procent mult mai mic decât al speciei *D. cucullata*, care domină din punct de vedere al numărului de indivizi numărați în stomacuri. Explicația rezidă din faptul că ambii indici reflectă în primul rând diferențele dintre cantitatea din mediu și cantitatea din dietă a speciilor de microcrustacee, *C. sphaericus* înregistrând densități mici în mediu, dar regăsindu-se totuși în stomacurile analizate.

Tabel 14 Sinteza speciilor de microcrustacee care reprezintă categorii de hrană pentru cele opt specii de pești analizate; în chenar: categoriile de hrană preferate conform indicelui de selecție **w** (linie simplă) și a indicelui **α** a lui Manley – linie îngroșată)

SPECII DE PEȘTI	SPECII DE MICROCRUSTACEE PLANCTONICE							
	<i>Alona rectangula</i>	<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	<i>Chydorus sphaericus</i>	<i>Daphnia cucullata</i>	<i>Simocephalus vetulus</i>	<i>Mesocyclops leuckarti</i>	<i>Thermocyclops crassus</i>
 plătică		-				-	-	-
 oblete	-							
 caracudă								
 babușcă	-	-		-		-	-	-
 roșioară	-	-	-	-		-	-	-
 lin		-			-			-
 biban	-			-		-		
 biban-soare	-	-	-	-	-	-		-

În cazul caracudei, tot speciile de cladocere mici sunt preferate conform indicelui Manley: *Chydorus sphaericus* și *Alona rectangula* (tabel 14), alături de speciile mai mari *Ceriodaphnia pulchella*, *Simocephalus vetulus* și copepodul *Mesocyclops leuckarti* (după indicele de selecție **w**). Pentru babușcă, din cele două specii de cladocere identificate în stomacurile analizate, doar *Daphnia cucullata* a fost categorisită de ambii indici ca fiind preferată (tabel 14). La roșioară (pește

principal erbivor) și la biban soare (principal piscivor) indicii au arătat că nu există hrănire selectivă pentru nici o specie de microcrustacee zooplanctonice.

În ceea ce privește linul, alături de speciile de talie mică (*Alona rectangula* și *Chydorus sphaericus*), indicele Manley a încadrat-o la preferate și pe *Simocephalus vetulus*, specie de dimensiuni mari, macrofitofilă, ce preferă zonele cu macrofite submerse dar și fundul fără vegetație din preajma macrofitelor. Datorită modului de hrănire al linului, care răscolește sedimentele bentonice, includerea lui *S. vetulus* la preferințele de hrană nu este deloc surprinzătoare, aspect ilustrat și de procentul relativ mare în care au fost prezenți indivizii acestei specii în stomacurile analizate (fig. 86). Pe lângă aceste specii de cladocere, indicele de selecție *w* a mai inclus și pe *Ceriodaphnia pulchella* și *Mesocyclops leuckarti* printre preferințele de hrană ale linului (tabel 14).

În stomacul bibanului cu vârsta de un an și o vară (1+), singura specie indicată ca fiind preferată de indicele Manley a fost copepodul *Mesocyclops leuckarti* (tabel 14), însă indicele de selecție *w* include și cladocerele *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella* și copepodul *Thermocyclops crassus*, preponderente fiind în cazul acesta copepodele și nu cladocerele.

Analizând preferințele de hrană ale celor opt specii de pești din Lacul Știucii, se poate observa selectivitatea peștilor pentru speciile zooplanctonice de talie mijlocie și mare: *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia cucullata*, *Simocephalus vetulus* sau *Mesocyclops leuckarti*, aspect ce confirmă faptul că peștii vânează preponderent indivizii mari din comunitatea de zooplancton (Werner, 1974; Lampert, 1987 etc.). Totuși, speciile de cladocere mici *Alona rectangula* și *Chydorus sphaericus* au fost desemnate, conform indicilor de selectivitate considerați, drept categoriile de hrană preferate la toate speciile în a căror conținut stomacal au fost prezente. Acest rezultat poate fi dramatic influențat de faptul că în mediu densitatea acestor specii a fost extrem de mică în lunile de vară analizate (0,0183 ind./L pentru prima specie și 0,0178 ind./L pentru a

doua), ceea ce se reflectă în comparațiile ce stau la baza indicilor de preferință a hranei. Astfel, dacă numărul de indivizi din mediu la o specie este mic, dar totuși ea apare în dieta speciilor prădătoare, indicii folosiți indică o preferință crescută, fapt ce poate denatura într-o oarecare măsură rezultatele reale.

8. MICROCRUSTACEELE PLANCTONICE CA INDICATORI AI SAPROBITĂȚII ȘI TROFICITĂȚII BAZINELOR ACVATICE STUDIAȚE

Includerea zooplanctonului în studiile de estimare a stării ecologice a bazinelor acvatice generează o imagine completă a calității apei din ecosistemele respective, deoarece reprezintă o importantă verigă de legătură în lanțurile trofice lentice, organismele din aceste comunități fiind atât principalii consumatori de alge, detritus și bacterii, dar și hrană pentru organismele prădătoare vertebrate (pești) și nevertebrate. O monitorizare continuă, de lungă durată a zooplanctonului este extrem de utilă pentru identificarea schimbărilor în compoziția sa pe specii, care de obicei rămâne constantă în timp, orice modificare putând să reflecte dezechilibre în ceea ce privește calitatea apei. Întreaga structură a prezentului studiu s-a bazat pe comparația dintre cele două bazine studiate: Lacul Știucii, considerat a fi prototipul lacului natural “martor”, fără impact antropic major; și iazul piscicol Țaga Mare, puternic afectat datorită creșterii intensive a peștilor, scopul principal de funcționare al acestui ecosistem. Termenul de “stare ecologică” în cazul bazinelor acvatice lentice (sinonim întrucâtva cu termenul de “calitate a apei” folosit în special la ecosistemele lotice) se referă în principal la două mari aspecte: saprobitatea și troficitatea.

Saprobitatea, ce reflectă cantitatea de materie organică nedegradată din ecosistem, poate fi ilustrată de speciile de microcrustacee zooplanctonice (tabel 15). În orice bazin acvatic există câteva specii de cladocere și copepode comune, întâlnite cu frecvență mare și cu biomasă ridicată, și numeroase alte specii sporadice, ce apar rar în comunitatea zooplanctonică și de obicei ating

valori mici de biomasă. Cele cinci specii comune de crustacee planctonice din Lacul Știucii, considerate astfel din punctul de vedere al densităților înregistrate în datele de prelevare (*Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia cucullata*, *Cyclops vicinus* și *Thermocyclops crassus*) sunt cunoscute în literatura de specialitate ca indicând ape relativ curate din punct de vedere al cantității de materie organică rămasă nedescompusă (oligosaprobe - β mezosaprobe). În Țaga Mare, conform aceluiași criteriu, speciile comune au fost *Bosmina longirostris*, *Cyclops vicinus* și *Thermocyclops oithonoides*, specii ce se dezvoltă tot în bazine cu o cantitate relativ mică de substanță organică în descompunere. Totuși, dintre speciile ce au realizat densități mari în iazul Țaga Mare, cladocerul *Moina brachiata* indică ape cu multă materie organică nedescompusă: de la β mezosaprobe până la polisaprobe. Indicele saprob, calculat după formula lui Zelinka și Marvan (1961) a avut valoarea 1,57 pentru Lacul Știucii (arătând o poluare redusă) și 1,8 pentru Țaga Mare (poluare moderată). Aceste valori ale indicelui de saprobitate sunt doar orientative, din cel puțin două motive: în primul rând nu toate speciile prezente au o valoare indicatoare saprobă (Sládeček, 1973) și în al doilea rând, indicele se bazează pe aprecierea frecvenței de apariție a speciilor în probe, fără să ia în calcul și biomasa realizată de acestea atunci când apar.

Din punct de vedere al **troficității** bazinelor acvatice, cu importanță particulară pentru lucrarea de față este relația dintre structura și caracteristicile zooplanctonului, pe de o parte și nivelul trofic al bazinelor acvatice studiate (măsura proceselor de eutrofizare cauzate de fitoplancton), pe de altă parte. Din datele sintetizate din literatura de specialitate (tabel 15) se observă că majoritatea speciilor comune din Lacul Știucii se dezvoltă cu precădere în ape mezo-eutrofe (*Daphnia cucullata*, *Cyclops vicinus*, *Thermocyclops crassus*), pe când speciile de cladocere și copepode din iazul Țaga Mare preferă în majoritatea lor apele eutrofe (*Bosmina longirostris*, *Moina brachiata*, *Daphnia galeata*).

Tabel 15 Lista speciilor de microcrustacee zooplanctonice din Lacul Știucii și iazul piscicol Țaga Mare, nivelul saprobic indicat și caracteristicile trofice ale biotopurilor preferate

Specii	Nivel saprobic / caracteristici trofice	Autor(i)
CLADOCERE		
<i>Alona rectangula</i>	oligosaprob; biotop preferat: ape eutrofe limpezi	1; 3
<i>Bosmina longirostris</i>	oligosaprob → β mezosaprob; biotop preferat: masa apelor mici eutrofe nepoluate	1; 2; 3
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	oligosaprob → β mezosaprob; biotop preferat: zonele limpezi ale apelor eutrofe cu macrofite	1; 3
<i>Chydorus sphaericus</i>	β mezosaprob; se găsește în toate tipurile de ape	1; 2; 3
<i>Daphnia cucullata</i>	oligosaprob → β mezosaprob; biotop preferat: ape eutrofe, dar poate fi predominantă și în lacurile mezotrofe	1; 2; 3; 4
<i>Daphnia galeata</i>	oligosaprob → β mezosaprob; biotop preferat: lacuri eutrofe; iazuri îngrășate pentru piscicultură	2; 3
<i>Diaphanosoma orghidani</i>	-	-
<i>Graptoleberis testudinaria</i>	oligosaprob → β mezosaprob	1; 3
<i>Ilyocryptus sordidus</i>	β mezosaprob	1
<i>Leydigia acanthocercoides</i>	oligosaprob → β mezosaprob	1
<i>Moina brachiata</i>	β mezosaprob → α mezosaprob → polisaprob; biotop preferat: ape mici eutrofe	1; 2; 3
<i>Pleuroxus aduncus</i>	oligosaprob	1; 3
<i>Pleuroxus laevis</i>	-	-
<i>Scapholeberis mucronata</i>	oligosaprob → slab β mezosaprob	1; 2
<i>Simocephalus vetulus</i>	oligosaprob → β mezosaprob	1; 2; 3
COPEPODE		
<i>Acanthocyclops cf. vernalis</i>	β mezosaprob; se regăsește în ape de tipuri diferite	1; 5
<i>Cryptocyclops bicolor</i>	cosmopolit	6
<i>Cyclops vicinus</i>	β mezosaprob; biotop preferat: pelagialul lacurilor mezo- și eutrofe	1; 5; 6; 7
<i>Eucyclops macruroides</i>	oligosaprob; trăiește în ape cu caractere diferite	1; 5; 6
<i>Eucyclops serrulatus</i>	β mezosaprob; cosmopolit, trăiește în special în ape curate	1; 6
<i>Macrocyclus albidus</i>	β mezosaprob; trăiește în condiții foarte variate	1; 5; 6
<i>Macrocyclus distinctus</i>	oligosaprob; cosmopolit, ape de la șes	1; 6
<i>Megacyclus viridis</i>	β oligosaprob	1; 6
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	oligosaprob; trăiește în ape cu caracter diferit	1; 5; 6
<i>Thermocyclops crassus</i>	oligosaprob; biotop preferat: planctonul lacurilor eutrofe și mezotrofe	5; 6
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	oligosaprob	1; 6

1 - Sládeček, 1973; 2 - Negrea, 1983a; 3 - Negrea, 2002; 4 - Smakulska și Gorniak, 2004;
5 - Damian-Georgescu, 1963; 6 - Pleșa și Müller, 2002; 7 - Hansen și Santer, 2003

Dintre **indicii biotici** puțin numeroși ce iau în considerare comunitatea de zooplancton și în particular pe cea a microcrustaceelor planctonice, singurul care s-a pretat calculării a fost raportul dintre densitatea cladocerelor mari (C_l) și densitatea tuturor speciilor de cladocere (C_t) (Moss și colab., 2003, din Török și colab., 2008). Pentru ambele bazine acvatice studiate, cladocerele mari au fost considerate cele ale căror lungime a depășit 700 μm , măsurată conform metodei descrise în Culver și colab. (1985). Pentru Lacul Știucii (stația **S1**) au fost definite două specii de cladocere mari: *Daphnia cucullata* și *Simocephalus vetulus*, ca și pentru iazul Țaga Mare: *Daphnia galeata* și *Diaphanosmosa orghidani*. Raportul C_l/C_t a înregistrat valoarea de 0,299 pentru Lacul Știucii, indicînd stare ecologică moderată, pe cînd pentru iazul Țaga Mare valoarea atinsă a fost de 0,021, arătînd stare ecologică proastă. O altă modalitate de a analiza rezultatele acestui indice biotic ar putea fi aceea că speciile de talie mică devin din ce în ce mai abundente și dominante în detrimentul celor de talie mare atunci cînd eutrofizarea crește, ipoteză emisă de Hillbricht-Ilkowska (1977) și confirmată în cazul celor două bazine acvatice considerate în lucrarea de față.

9. CONCLUZII

Sintetizând datele referitoare la comunitățile de microcrustacee planctonice din Lacul Știucii și din iazul piscicol Țaga Mare, se pot puncta următoarele concluzii:

- În ceea ce privește **parametrii fizico-chimici** măsurați în cele două bazine acvatice, Lacul Știucii prezintă un model general de variație a temperaturii specific lacurilor dimictice din zona temperată, cu circulație de primăvară și toamnă și cu două faze de stratificare termică, același tipar de variație fiind observat și în Țaga Mare, însă cu amplitudini mult mai mici. Variația cantității de oxigen dizolvat din Lacul Știucii a avut în marea majoritate a cazurilor un mers descendent de la suprafață spre adâncime, cu orizonturile de peste 4 - 5 m caracterizate de condiții de hipoxie în cele mai multe date de prelevare. În Țaga Mare se păstrează aceeași variație descendentă de la suprafață spre adâncime. Majoritatea valorilor pH-ului măsurate în Lacul Știucii s-au încadrat în intervalul 7 - 8, neexistând diferențe foarte mari de la o adâncime la alta. În iazul Țaga Mare valorile pH-ului au fost mai mari, alcaline. În cele două bazine acvatice analizate se observă aceeași modificare a valorilor conductivității și salinității în funcție de anotimp, respectiv valori similare de la suprafață spre adâncime primăvara și toamna, creșteri spre hipolimnion iarna și descreșteri vara. Valorile concentrației de azot total măsurat în Lacul Știucii nu a depășit în majoritatea datelor de prelevare 1000 $\mu\text{g/L}$, înregistrând totuși un maxim în august și septembrie 2004, ce a fost încadrat de două maxime de dezvoltare a zooplanctonului total

în mai și octombrie 2004. Valorile azotului total măsurate în iazul piscicol Țaga Mare pentru perioada septembrie 2003 - august 2004 au fost mult mai mari comparativ cu cele din Lacul Țiucii.

- **Analiza compoziției calitative a comunității de microcrustacee planctonice** din cele două bazine acvatice a dus la identificarea unui total de 26 de specii de cladocere și copepode ciclopide în perioada mai 2003 - aprilie 2005, 19 specii doar în Lacul Țiucii, 12 specii doar în iazul Țaga Mare și 5 specii în ambele. Comparând rezultatele obținute în studiul de față cu literatura de specialitate disponibilă, putem considera ca nou citate pentru Lacul Țiucii patru specii de cladocere (*Simocephalus vetulus*, *Graptoleberis testudinaria*, *Pleuroxus aduncus* și *Pleuroxus laevis*) și șase de copepode ciclopide (*Eucyclops macruioides*, *E. serrulatus*, *Macrocyclus albidus*, *M. distinctus*, *Cryptocyclops bicolor* și *Megacyclus viridis*). În mod similar, patru specii de cladocere (*Diaphanosoma orghidani*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Leydigia acanthocercoides* și *Ilyocryptus sordidus*) și două specii de copepode ciclopide (*Cyclops vicinus* și *Thermocyclops oithonoides*) sunt la prima citare pentru iazul Țaga Mare.

- **Dinamica densității** întregii comunități de zooplancton din Lacul Țiucii concordă cu datele din literatura de specialitate, ce arată un maxim de dezvoltare vara și un minim iarna. De asemenea, la două stații din trei în Lacul Țiucii s-au pus în evidență două maxime sezoniere a densității numerice pentru zooplanctonul total (rotifere, cladocere și copepode), primăvara și toamna, similar cu literatura de specialitate. Dinamica speciilor de cladocere din Lacul Țiucii se încadrează în trăsăturile descrise în literatura de specialitate, cele mai mari procente fiind înregistrate la toate cele trei stațiile în luna mai 2003/2004. Vîrfurile

de dezvoltare din lunile noiembrie, decembrie și ianuarie pot fi puse pe seama speciilor perene. Copepodele au fost prezente în procentaje crescute în toate datele de prelevare în Lacul Știucii, mai ales datorită naupliilor și copepoditelor. Aceste procente au devenit dominante în lunile de iarnă și primăvară. În Țaga Mare, cele mai mari procente atinse de comunitatea de cladocere s-au înregistrat în lunile reci, noiembrie 2003 și ianuarie 2004, datorându-se speciilor perene, în timp ce procentul cel mai mare înregistrat de copepode a fost vara, în august 2004.

Pe baza valorilor de densitate și a frecvenței de apariție, au fost definite cinci specii comune în Lacul Știucii (trei de cladocere: *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia cucullata* și două de copepode: *Cyclops vicinus*, *Thermocyclops crassus*) și trei specii comune în iazul Țaga Mare (una de cladocere: *Bosmina longirostris* și două de copepode: *Cyclops vicinus*; *Thermocyclops oithonoides*). Speciile *Bosmina longirostris* și *Daphnia cucullata* sunt specii perene, găsite și sub pod de gheață, pe când *Ceriodaphnia pulchella* este o specie „estivală”, absentă iarna, ca și copepodul *Thermocyclops crassus*. *Cyclops vicinus*, dimpotrivă, preferă apele reci, astfel că realizează densitățile maxime de toamna pînă primăvara devreme. În iazul Țaga Mare, cele două specii comune de copepode își alternează de asemenea ciclul de viață, *Thermocyclops oithonoides* dezvoltînd densități mari vara iar *C. vicinus* din nou iarna, pe când cladocorul *Bosmina longirostris* se dezvoltă cu precădere în lunile reci. **Variația biomasei speciilor de microcrustacee planctonice** a urmat îndeaproape variația densității.

- Analizînd **preferințele de hrană ale speciilor de pești** din Lacul Știucii, se poate observa selectivitatea speciilor zooplanctonice de talie mijlocie și mare: *Ceriodaphnia pulchella*, *Daphnia cucullata*, *Simocephalus vetulus* sau *Mesocyclops leuckarti*. La plătică, oblete, caracudă, babușcă, lin și

biban s-au putut pune în evidență preferințe pentru anumite specii de microcrustacee, în timp ce la roșioară și biban-soare nu a putut fi ilustrată hrănirea selectivă.

- În ceea ce privește **estimarea stării ecologice a celor două bazine acvatice**, rezultatele obținute confirmă premisa de la care s-a plecat în studiul de față, aceea că Lacul Știucii poate reprezenta prototipul bazinului puțin afectat de impactul antropic.

- **Lucrarea de față reprezintă un studiu comparativ al caracteristicilor comunității de microcrustacee planctonice și a parametrilor ce o influențează din două bazine acvatice diferite.** Deși s-a încercat aplicarea unei abordări holiste, de integrare a cât mai multe compartimente ale ecosistemelor studiate, multe probleme nu au fost luate în considerare, dar ar putea să își găsească o rezolvare în studii ulterioare. În fine, deși zooplanctonul a căzut în “disgrația” celor ce realizează monitorizarea bazinelor acvatice continentale (datorită noilor directive legislative europene), el reprezintă o componentă ce nu ar trebui trecută cu vederea în studii complete ale ecosistemelor acvatice. Ar fi foarte interesant de verificat veridicitatea conceptului de biomanipulare pe un bazin acvatic afectat, așa cum este iazul piscicol Țaga Mare, pentru realizarea acestui deziderat fiind necesare date despre parametrii mediului abiotic, structura calitativă, interrelațiile dintre verigile lanțurilor trofice etc., informații ce se regăsesc și în studiul de față.

10. BIBLIOGRAFIE

1. Åberg, B., Rodhe, W., 1942, *Über die Milieufaktoren in einigen südschwedischen Seen*, Symbol. Bot. Upsalien, **5**(3), 1-256
2. Baci, N., 2004, *Cîmpia Transilvaniei: studiu geoecologic*, Teză de doctorat, Universitatea "Babeş-Bolyai", Facultatea de Geografie, Cluj-Napoca
3. Barnes, R.S.K., 1980, *The unity and diversity of aquatic systems*, în: Barnes, R.S.K., Mann, K.H. (red.), *Fundamentals of aquatic ecosystems*, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 5-23
4. Barnhisel, D.R., 1991, *The caudal appendage of the cladoceran Bythotrephes cederstroemi as defense against young fish*, J. Plankton Res., **13**, 529-537
5. Batts, K.P., Batts, K.W., Stoica, I., 2005, *The occurrence of zooplanktonic microcrustaceans in the diet of natural fish populations from Lake Ştiucii (Natural Reserve, Cluj County)*, St. Cercet. Şt., Biol., Univ. Bacău, **10**, 95-100
6. Batts, K.W., Stoica, I., 2006, *Ihtiofauna din Lacul Ştiucii*, în: Batts, K.P. (red.), *Lacul Ştiucii: Studiu monografic*, Ed. Casa Cărţii de Ştiinţă, Cluj Napoca, 67-77
7. Batts, K.W., Măzăreanu, C., Pricope, F., Cărauş, I., Marinescu, V., Rujinski, R., 2003, *Producţia şi productivitatea ecosistemelor acvatice*, Ed. Ion Borcea, Bacău, 1-339
8. Bird, D.F., Prairie, Y.T., 1985, *Practical guidelines for the use of zooplankton length-weight regression equations*, J. Plankton Res., **7**(6), 955-960
9. Blumenshine, S.C., Hambright, K.D., 2003, *Top-down control in pelagic systems: a role for invertebrate predation*, Hydrobiologia, **491**, 347-356
10. Boişteanu, T., 1974, *Date cu privire la zooplanctonul unor mlaştini din comuna Poiana Stampei*, Anal. Şt. Univ. "A.I. Cuza" Iaşi, Biol., **20**(2), 331-337
11. Botnariuc, N., 1974, *Biologie generală*, Ed. Didactică şi Pedagogică, Bucureşti
12. Botnariuc, N., 1999, *Evoluţia sistemelor biologice supraindividuale*, Ed. Universităţii din Bucureşti, 1-256
13. Botnariuc, N., Damian, A., Anastasiu, C., Spătaru, P., 1957, *Contribuţie la studiul hidrobiologic al lacului Cîlcescu*, Bul. Şt. Sect. Biol. (Ser. Zool.), Acad. R.P.R., **IX**(2), 185-194
14. Botoşăneanu, L., Por, F., 1957, *Cercetări hidrobiologice asupra izvoarelor din bazinul Arieşurilor (II)*, Bul. Şt. Sect. Biol. (Ser. Zool.), Acad. R.P.R., **IX**(I), 49-66
15. Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbright-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska, T., 1976, *A review of some problems in zooplankton production studies*, în: *Zooplankton production studies, Contribution from the Plankton Ecology Group (IBP)*, 419-456
16. Boxshall, G.A., Defaye, D., 2008, *Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater*, Hydrobiologia, **595**, 195-207
17. Brandl, Z., 2005, *Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey*, Hydrobiologia, **546**, 475-489
18. Brandl, Z., Fernando, C. H., 1981, *The impact of predation by cyclopoid copepods on zooplankton*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **21**, 1573-1577
19. Brendelberger, H., Herbeck, M., Lang, H., Lampert, W., 1986, *Daphnia's filters are not solid walls*, Arch. Hydrobiol., **107**, 197-202

20. Brönmark, C., Hansson, L.A., 1998, *Biology of Habitats: The Biology of Lakes and Ponds*, Oxford University Press, Oxford, England
21. Brooks, J.L., 1968, *The effects of prey size selection by lake planktivores*, Syst. Zool., **17**, 272–291
22. Brooks, J.L., Dodson, S.I., 1965, *Predation, body size, and composition of plankton*, Science, **150**, 28-35
23. Buikema, A.J., 1973, *Some effects of light on the growth, molting, reproduction and survival of the Cladoceran Daphnia pulex*, Hydrobiologia, **41**(3), 391-418
24. Burgis, M.J., 1974, *Revised estimates for the biomass and production of zooplankton in Lake George, Uganda*, Freshwat. Biol., **4**, 535-541
25. Burns, C.W., 2000, *Crowding-induced changes in growth, reproduction and morphology of Daphnia*, Freshwat. Biol., **43**, 19-29
26. Bușniță, T., Alexandrescu, I., 1971, *Atlasul peștilor din apele R.S. România*, Ed. 2, Ed. Ceres, București, 1-132
27. Butorina, L.G., 1986, *On the problem of aggregation of planktonic crustacean (Polyphemus pediculus (L.), Cladocera)*, Arch. Hydrobiol., **105**, 355-386
28. Carter, J.C.H., 1974, *Life cycles of three limnetic copepods in a beaver pond*, J. Fish. Res. Bd. Can., **31**, 421-434
29. Chappuis, P.A., 1923, *Nouveaux Copépodes cavernicoles des genres Cyclops et Canthocamptus*, Bul. Soc. Șt. Cluj, **I**(4), 584-590
30. Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., Eaton, A.D. (red.), 1998, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, Ed. 20, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, United Book Press Inc., Baltimore
31. Cole, G.A., 1983, *Textbook of limnology*, Ed. 3, The C.V. Mosby Company, London, 1-370
32. Cosmovici, L.C., 1900, *Contribution à l'étude de la faune de la Roumanie*, Bull. Soc. Zool. France (Paris), **25**, 153-163
33. Cosmovici, L.C., 1901, *Contribution a l'étude dela faune de la Roumanie*, Ann. Sci. Univ. Jassy, **I**(4), 301-308
34. Cottingham, K.L., Glaholt, S., Brown, A.C., 2004, *Zooplankton community structure affects how phytoplankton respond to nutrient pulses*, Ecology, **85**(1), 158-171
35. Cristea, V., Bașnou, C., Pușcaș, M., 2009, *Flora și vegetația*, în: Mârza, I. (red.), Monografia Comunei Țaga, Primăria comunei Țaga și Ioan Mârza, Cluj-Napoca, 82-90
36. Crumpton, W.G., Wetzel, R.G., 1982, *Effects of differential growth and mortality in the seasonal succession of phytoplankton populations in Lawrence Lake, Michigan*, Ecology, **63**, 1729-1739
37. Culver, D.A., Boucherle, M.M., Bean, D.J., Fletcher, J.W., 1985, *Biomass of freshwater crustacean zooplankton from length-weight regressions*, Can. J. Fish. Aquat. Sci., **42**, 1380-1390
38. Daday, E., 1882, *Adatok Koložsvár és környéke Crustacea-faunájának ismeretéhez*, Orv. Természett., Ért., **4**(3), 211-258
39. Daday, E., 1884, *Catalogus Crustaceorum faunae Transylvaniae*, Orv. Természett., Ért., **6**(2), 161-187
40. Daday, E., 1892, *A mezőégi tavak mikroskópos állatvilága*, Term. Füzet., Budapest, **15**, 1-39, 166-207
41. Daday, E., 1897, *A magyarországi tavak halainak természetes tápláléka*, Mag. Természett. Társ, Budapest, 1-481
42. Daday, J., 1900, *Crustacea*, în: Fauna Regni Hungariae, Budapest, **III**, 4
43. Damian-Georgescu, A., 1963, *Crustacea, Copepoda, Fam. Cyclopidae (forme de apă dulce)*, în: Fauna R.P.R., **IV** (6), Ed. Acad. R.P.R., București, 1-205

44. David, A., 2008, *Ecologia populațiilor de păsări din Cîmpia Fizeșului*, Teză de doctorat, Universitatea “Babeș-Bolyai”, Facultatea de Biologie și Geologie, Cluj-Napoca, 1-224
45. Dawidowicz, P., Gliwicz, Z.M., 1987, *Bio-manipulation, III. The role of direct and indirect relationship between phytoplankton and zooplankton*, *Wiadomosci Ekolog.*, **33**, 259-277
46. Dawidowicz, P., Pijanowska, J., 1991, *Competitive interactions between cladocerans and rotifers: an experimental study*, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **24**, Stuttgart, 917-920
47. DeMott, W.R., 1986, *The role of taste in food selection by freshwater zooplankton*, *Oecologia*, **69**, 334-340
48. Dodson, S.I., Grishanin, A.K., Gross, K., Wyngaard, G.A., 2003, *Morphological analysis of some cryptic species in the Acanthocyclops vernalis species complex from North America*, *Hydrobiologia*, **500**, 131-143
49. Dumont, H.J., Negrea, Ș., 2002, *Branchiopoda*, Backhuys Publishers, Leiden, 1-398
50. Dumont, H.J., van de Velde, I., Dumont, S., 1975, *The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters*, *Oecologia (Berl.)*, **19**, 75-97
51. Dussard, B., Defaye, D., 2001, *Introduction to the Copepoda*, Ed. 2, Backhuys Publishers, Leiden, 1-344
52. Dussard, B., Defaye, D., 2006, *World Directory of Crustacea Copepoda of Inland Water, II. Cyclopiformes*, Backhuys Publishers, Leiden, 1-354
53. Echim, A., 2000, *Diversitatea, distribuția și dinamica comunităților de copepode (Copepoda) în relație cu factorii de mediu din Lacul Știucii (Rezervație Naturală din județul Cluj)*, Teză de disertație, Universitatea „Babeș-Bolyai”, Facultatea de Biologie și Geologie, Cluj-Napoca
54. Einsle, U., 1993, *Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida*, în: *Susswasserfauna von Mitteleuropa*, 8/4-1, Gustav Fischer Verlag, 1-208
55. Elgmork, K., 1985, *Prolonged life cycles in the planktonic copepod Cyclops scutifer Sars.*, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **22**, 3154-3158
56. Elser, M.M., von Ende, C.N., Serrano, P., Carpenter, S.R., 1987, *Chaoborus populations: response to food web manipulations and potential effects on zooplankton communities*, *Can. J. Zool.*, **65**, 2846-2852
57. Enăceanu, V., Brezeanu, G., 1970, *Repartiția și componența florei și faunei Dunării de la izvoare la vărsare, 1. Fauna*, *Hydrobiologia*, București, **11**, 227-264
58. Fernandez, J.A., Niell, F.X., Lucerna, J., 1985, *A rapid and sensitive automated determination of phosphate in natural waters*, *Limnol. Oceanogr.*, **30**, 227-230
59. Floca, L., Sorocovschi, V., Mihăiescu, R., Persecă, M., Vescan, I., Floca, D.L., 1998, *Aspecte privind trăsăturile hidrologice și fizico-chimice ale iazurilor din Cîmpia Transilvaniei (Valea Fizeșului)*, *Stud. Univ. „Babeș-Bolyai”, Geogr.*, **XLIII**(2), 43-51
60. Flössner, D., 1967, *Beitrag zur Kenntnis der Cladoceren – und Copepodenfauna des Donaudeltas*, *Limnofauna (Berlin)*, **5**(2), 223-250
61. Flössner, D., 1972, *Kiemen – und Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura*, *Tierwelt Deutschlands*, **60**, Jena, 1-501
62. Froese, R., Pauly, D. (red.), 2009, *FishBase*, World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (11/2009)
63. Galbraith, M.G., 1966, *Size-selective predation of Daphnia by rainbow trout and yellow perch*, *Trans. Am. Fish. Soc.*, **96**, 1-10
64. Gannon, J.E., 1972, *Effects of eutrophication and fish predation on recent changes in zooplankton crustacea species composition in Lake Michigan*, *Trans. Amer. Micros. Soc.*, **91**(1), 82-84

65. García-Berthou, E., Moreno-Amich, R., 2000a, *Rudd (Scardinius erythrophthalmus) introduced to the Iberian Peninsula feeding ecology in Lake Banyoles*, *Hydrobiologia*, **436**, 159-16,
66. García-Berthou, E., Moreno-Amich, R., 2000b, *Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation*, *J. Fish Biol.*, **57**, 29-40
67. Gebhardt, A., 1932, *Ökologiai és faunisztikai vizsgálatok a Zenoga medencében*, Állat. Közlem., Budapest, **19**, 1-2, 42-59
68. Gelei, J., 1909, *A Szent-Anna tó*, Föld. Közlem., Budapest, **37**(5), 177-201
69. Gerasimova, T.N., Pogozhev, P.I., 2002, *Reduction of the trophic status of a water body with the use of large-size zooplankton*, *Water Resources*, **29**(4), 412-421
70. Gilbert, J.J., 1995, *Rotifera*, în: Adiyodi, K.G., Adiyodi, K.G., (red.), *Reproductive biology of invertebrates*. 6A. Asexual propagation and reproductive strategies, Oxford IBH Publ., New Delhi, 231-236
71. Giștescu, P., 1963, *Lacurile din R.P.R. - geneză și regim hidrologic*, Ed. Acad., București
72. Gliwicz, Z.M., 1969, *Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy*, *Ekol. Pol.*, **17A**, 663-708
73. Gliwicz, Z.M., 1977, *Food size selection and seasonal succession of filter feeding zooplankton in an eutrophic lake*, *Ekol. Pol.*, **25**, 179-225
74. Gliwicz, Z.M., 1990, *Why do cladocerans fail to control algal blooms?*, *Hydrobiologia*, **200/201**, 83-97
75. Gliwicz, Z.M., Lampert, W., 1990, *Food thresholds in Daphnia species in the absence and presence of blue-green filaments*, *Ecology*, **71**, 691-702
76. Greenhalgh, M., 2003, *The pocket guide to freshwater fish of Britain and Europe*, Octopus Publishing, London, 1-192
77. Gudas, C., 2004, *Diversitatea, dinamica și producția primară a fitoplanctonului din Lacul Știucii (Rezervație Naturală, Județul Cluj)*, Teză de doctorat, Universitatea "Babeș-Bolyai", Facultatea de Biologie și Geologie, Cluj-Napoca, 1-181
78. Gustafsson, S., Hansson, L.-A., 2004, *Development of tolerance against toxic cyanobacteria in Daphnia*, *Aquat. Ecol.*, **38**, 37-44
79. Gyllström, M., Hansson, L.A., 2004, *Dormancy in freshwater zooplankton: induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling*, *Aquat. Sci.*, **66**, 274-295
80. Haney, J.F., Hall, D.J., 1973, *Sugar-coated Daphnia: a preservation technique for Cladocera*, *Limnol. Oceanogr.*, **18**(2), 331-333
81. Hansen, A.M., Jeppesen, E., 1992, *Life cycle of Cyclops vicinus in relation to food availability, predation, diapause and temperature*, *J. Plankton Res.*, **14**, 591-605
82. Hansen, A.M., Santer, B., 2003, *The life cycle of Cyclops vicinus in Lake Søbygård: new aspects derived from sediment analyses*, *Hydrobiologia*, **510**, 17-21
83. Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S.F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-A., Søndergaard, M., Strand, J., 1998, *Bio-manipulation as an application of food-chain theory; constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes*, *Ecosystems*, **1**, 558-574
84. Hartmann, O., 1915, *Rotatorien, Copepoden und Cladoceren aus der Bukowina*, *Verh. Zool. Bot. Ges.*, **65**, 5-6, 231-237
85. Hietala, J., Korpelainen, H., Sarvala, J., 2000, *Do cyanobacterial blooms alter community structure of cladoceran zooplankton?*, *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **27**, 1040-1043
86. Hillbricht-Ilkowska, A., 1977, *Trophic relations and energy flow in pelagic plankton*, *Pol. Ecol. St.*, **3**, 3-98
87. Holland, M., Whigman, D.F., Gopal, B., 1990, *The characteristics of wetland ecotones, Management of aquatic - terrestrial ecotones*, Parthenon Publishing Group - New Jersey

88. Hurlburt, H.S., 1938, *Copepods observed preying on first instar larva of Anopheles quadrimaculatus*, J. Parasit., **24**, 281
89. Hutchinson, G.E., 1975, *A treatise on limnology, part 2 – Chemistry of lakes*, John Wiley&Sons, New York
90. Iepure, S., 2001, *Cyclopides des Monts Apuseni. I. Acanthocyclops plesai n. sp. et Acanthocyclops balcanicus bisaetosus n. ssp. (Crustacea, Copepoda)*, Stud. Univ. „Babeș-Bolyai”, Biol., **2**, 31-41
91. Iepure, S., 2007, *Ordinul Cyclopoida*, în: Moldovan, O.T, Cîmpean, M., Borda, D., Iepure, S., Ilie, V. (red.), Lista Faunistică a României (specii terestre și de apă dulce), Proiect Fauna Europaea, Institutul de Speologie “Emil Racoviță”, Ed. Casa Cărții de Știință, Cluj-Napoca, 89
92. Ionescu, A., 1976, *Contribution à la connaissance de la faune de la Plaine Roumaine, entre le Siret, le Danube et la Ialomița. Ord. Cladocera*, Trav. Mus. Hist. Nat. “Gr. Antipa”, **17**, 203-209
93. Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., 1999, *Trophic dynamics in turbid and clear water lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity*, Hydrobiologia, **408/409**, 217-231
94. Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Kairesalo, T., Perrow M.R., 1998, *Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton interactions in lakes*, în: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K. (red.), The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes, Springer, New York, 91-114
95. Kairesalo T., Penttilä, S., 1990, *Effect of light and water flow on the spatial distribution of littoral Bosmina longispina Leydig (Cladocera)*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **24**, 682-687
96. Kertész, M., 1890, *A Nagyváradi közönséges és meleg álló vizek görösövi állatvilága*, în: Bunytay Vincze, Nagyváradi Temészetrája, Budapest, **VI**, 245-268
97. Kobari, T., Ban, S., 1998, *Life cycles of two limnetic cyclopoid copepods, Cyclops vicinus and Thermocyclops crassus in two different habitats*, J. Plankton Res., **20**, 1073–1086
98. Lampert, W., 1977, *Studies on the carbon balance of Daphnia pulex as related to environmental conditions, III. Production and Production efficiency*, Arch. Hydrobiol. Beih., **48**, 336-360
99. Lampert, W., 1987, *Predictability in lake ecosystems: the role of biotic interactions*, în: Schulze, E.D., Zwölfer, H. (red.), Potentials and limitations of ecosystem analysis, Springer-Verlag, Heidelberg, 333–346
100. Lampert, W., 1994, *Phenotypic plasticity in the size at first reproduction in Daphnia magna*, Verh. Internat. Verein. Limnol., Stuttgart, **25**, 2362-2365
101. Lampert, W., 1997, *Zooplankton research: the contribution of limnology to general ecological paradigms*, Aquat. Ecol., **31**, 19-27
102. Lampert, W., Gabriel, W., Rothhaupt, K.O., 1992, *Ecophysiological models: A tool for understanding interactions in freshwater communities?*, Verh. Dtsch. Zool. Ges, **85**(2), 95-110
103. Lampert, W., Sommer, U., 2007, *Limnoecology*, Ed. 2, Oxford University Press, Oxford, 1-324
104. Larsson, P., Hobæk, A., 1988, *Production of males in daphnids*, Abstract, Verh. Internat. Verein. Limnol., Stuttgart, **23**, 2062
105. Lathrop, R.C., Carpenter S.R., Robertson, D.M., 2000, *Interacting factors causing exceptional summer water clarity in Lakes Mendota and Monona*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **27**, 1776-1779
106. Liebmann, H., 1962, *Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie*, Oldenbourg, München

107. Liljendahl-Nurminen, A., Horppila, J., Eloranta, P., Malinen, T., Uusitalo, L., 2002, *The seasonal dynamics and distribution of Chaoborus flavicans larvae in adjacent lake basins of different morphometry and degree of eutrophication*, Freshwat. Biol., **47**, 1283–1295
108. Lynch, M., 1979, *Predation, competition and zooplankton community structure: an experimental study*, Limnol. Oceanogr., **24**, 253–272
109. Mac, I., Idu, P.D., Maier, A., Ciangă, N., Sorocovschi, V., 1987, *Cîmpia Transilvaniei*, în: Oancea, D., Velcea, V., Caloianu, N., Dragomirescu, Ș., Dragu, G., Mihai, E., Niculescu, G., Sencu, V., Velcea, I. (red.), Geografia României III. Carpații Românești și Depresiunea Transilvaniei, 541 – 558
110. Maitland, P.S., Campbell, R.N., 1992, *Freshwater fishes of the British Isles*, Harper Collins Publishers, London., 1-368
111. Malley, D.F., Chang, P.S.S., Findlay, D.L., Linsey, G.A., 1988, *Extreme perturbation of the zooplankton community of a small Precambrian Shield lake by the addition of nutrients*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **23**, Stuttgart, 2237–2247
112. Manley, B.F., Miller, J.P., Cook, L.M., 1972, *Analysis of a selective predation experiment*, American Naturalist, **106**, 719–736
113. Manley, B.F., McDonald, L.L., Thomas, D.L., 1993, *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*, Chapman and Hall, London
114. Mara, G., 2000, *Compoziția pe specii și dinamica sezonieră a comunităților de cladocere în relație cu factorii de mediu din Lacul Știucii (Rezervație Naturală, Județul Cluj)*, Teză de disertație, Universitatea „Babeș-Bolyai”, Facultatea de Biologie și Geologie, Cluj-Napoca
115. Margaritora, F.G., 1972, *Sulla presenza di Ctenodaphnia Dybowski e Grochowski 1895 nelle acque astatiche della Sardegna*, Rendiconti, Milano, **106**, 36–49
116. McNaugh, D.C., 1975, *A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication*, Verh. Int. Ver. Limnol., **19**, 724–731
117. Mcqueen, D.J., Post, J.R., Mills, E.L., 1986, *Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems*, Can. J. Fish. Aquat. Sci., **43**, 1571–1581
118. Menzel, D.H., Corwin, N., 1965, *The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation*, Limnol. Oceanogr., **10**, 280–282
119. Michaloudi, E., 2005, *Dry weights of the zooplankton of Lake Mikri Prespa*, Belg. J. Zool., **135**(2), 223–227
120. Mirabdulaev, I.M., Defaye, D., 2002, *On the taxonomy of the Acanthocyclops robustus species complex (Copepoda, Cyclopidae) 1. Acanthocyclops robustus (G. O. Sars, 1863) and Acanthocyclops trajani sp. n.*, Selevinia, **1–4**, 7–20
121. Moiseenko, T.I., 2005, *Ecotoxicological approach to water quality assessment*, Wat. Res., **32**(2), 163–174
122. Momeu, L., Chișe, C., Péterfi, L.Ș., 2006, *Planktonic algae of the Țaga Mare fishpond (Cluj County, România)*, Contrib. Bot., Cluj-Napoca, **XLI**(2), 156–165
123. Moss, B. D., Stephen Alvarez, C., Becares, E., Van De Bund, W., Collings, S. E., Van Donk, E., De Eyto, E., Feldmann, T., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Franken, R. J. M., Garia-Criado, F., Gross, E. M., Gyllström, M., Hansson, L.A., Irvine, K., Järvalt, A., Jensen, J.P., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Kornijów, R., Krause, T., Künnap, H., Laas, A., Lill, E., Lorens, B., Ott, H. I., Peczula, W., Peeters, E.T.H.M., Phillips, G., Romo, S., Russell, V., Salujõe, J., Scheffer, M., Siewersen, K., Smal, H., Tesch, C., Timm, H., Tuvikene, L., Tonno, I., Virro, T., Vincente, E., Wilson, D., 2003, *The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive*, în: Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst., **13**(6), 507–549

124. Motaș, C., Orghidan, T., 1948, *Quelques Cladocères recueillis dans l'eau phréatique*, Not. Biol., București, **6**, 1-2, 123-129
125. Næss, T., Nilssen, J.P., 1991, *Diapausing fertilized adults a new pattern of copepod life cycle*, Oecologia, **86**, 368–371
126. Negrea, Ș., 1962, *Conspectul faunistic și chorologic al cladocerilor (Crustacea, Cladocera) din R.P.R.*, în: Probleme de biologie, Ed. Acad. R.P.R., 403-511
127. Negrea, Ș., 1966, *Contribuții critice la cunoașterea cladocerilor (Crustacea) din Transilvania existenți în colecția lui E. Daday (1884) din Cluj*, St. Cerc. Biol. Zool., București, **18**, 305-313
128. Negrea, Ș., 1971, *Dinamica populațiilor de cladoceri din complexul de bălți Crapina-Jijila (Zona inundabilă a Dunării)*, Teză de doctorat, București
129. Negrea, Ș., 1983a, *Cladocera*, în: Fauna Republicii Socialiste România, **IV**(12), Ed. Acad. R.S.R., București, 1-399
130. Negrea, Ș., 1983b, *Sur les populations de Daphnia galeata Sars, 1864, et Daphnia rosea Sars, 1862 (Cladocera, Daphniidae) de Roumanie*, Hidrobiologia, **18**, Ed. Acad. R.S.R., 77-92
131. Negrea, Ș., 1994, *Cladocera*, în: Encyclopaedia Biospeologia, Fabbro Saint-Girons, France, **1**, 99-104
132. Negrea, Ș., 2002, *Ordo Cladocera*, în: Godeanu, S.P. (red.), Determinatorul ilustrat al florei și faunei României, Diversitatea lumii vii, 2, Ed. Bucura Mond, București, 403-415
133. Negrea, Ș., 2007, *Subordinul Cladocera*, în: Moldovan, O.T, Cîmpean, M., Borda, D., Iepure, S., Ilie, V. (red.), Lista Faunistică a României (specii terestre și de apă dulce), Proiect Fauna Europaea, Institutul de Speologie “Emil Racoviță”, Ed. Casa Cărții de Știință, Cluj-Napoca, 84-85
134. Negrea, Ș., Negrea, A., 1975, *Ecologia populațiilor de cladoceri și gasteropode din zona inundabilă a Dunării*, Ed. Acad. R.S.R., 1-232
135. Negrea, Ș., Botnariuc, N., Dumont, H.J., 1999, *On the phylogeny, evolution and classification of the Branchiopoda (Crustacea)*, Hydrobiologia, **412**, 191-212
136. Negrea, Ș., Negrea, A., Ardelean, A., 2004, *Biodiversitatea în mediile subterane din România*, “Vasile Goldiș” Univ. Press, Arad, 1-248
137. Nilssen, J.P., 1978, *On the evolution of life histories of limnetic cyclopoid copepods*, Mem. Ist. Ital. Idrobiol., **36**, 193-214
138. Onciu, T.M., Radu, A., 2006, *Retezat Mountains (Romania) glacial lakes zooplankton biodiversity*, în: Bănăduc, D., Sîrbu, I., Curtean-Bănăduc, A. (red.), The Retezat National Park, Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research, Sibiu, **3**, 49-60
139. Orghidan, T., Negrea, Ș., 1959, *Eine neue Cladocera-Form in der Rumänischen V.R.: Macrothrix arctica G.O. Sars var. carpatica n.var.*, Zool. Anz., **162**, 5-6, 176-183
140. Otsuki, A., Wetzel, R.G., 1974, *Calcium and total alkalinity budgets and calcium carbonate precipitation of a small hardwater lake*, Arch. Hydrobiol., **73**, 14-30
141. Pace, M.L., Orcutt, J.D., 1981, *The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community*, Limnol. Oceanogr., **26**(5), 822-830
142. Paine, R.T., 1980, *Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure*, J. Anim. Ecol., **49**, 667-685
143. Pandi, G., 2000, *Reactualizări ale studiului hidrologic al Fîcșului Mijlociu*, Stud. Univ. “Babeș-Bolyai”, Geogr., **2**, Cluj-Napoca
144. Petcu, M., 1976, *Sistematica și ecologia cladocerilor în ansamblul formării și dezvoltării zooplanctonului din lacul de baraj de la Porțile de Fier*, Teză de doctorat, Inst. Șt. Biol., București, 1-195

145. Petcu, M., 1981, *Variații ale valorilor biomasei unor specii de cladoceri în funcție de raportul pe grupe de vîrstă*, în: Botnariuc, N. (red.), *Producția și productivitatea ecosistemelor acvatice*, Ed. Acad. R.S.R., București, 148-153
146. Péterfi, L.Ș., Marton, A., Bucur, N., 1981, *Productivitatea primară planctonică în câteva ecosisteme acvatice din Transilvania (1974-1977)*, în: Botnariuc, N. (red.), *Producția și productivitatea ecosistemelor acvatice*, Ed. Acad. R.S.R., București, 57-63
147. Péterfi, Ș., Róbert, A., Nagy-Tóth, F., 1960, *Flora algologică a unor lacuri din Cîmpia Transilvaniei*, Stud. Univ. "Babeș-Bolyai", Biol., **2**, 23-45
148. Peters, R.H., Downing, J.A., 1984, *Empirical analysis of zooplankton filtering and feeding rates*, Limnol. Oceanogr., **29**, 763-784
149. Petrescu, M., Dinu, C., Radu, A., Cuzic, V., 2003, *The monitoring of the fluvial lakes from south-western Dobrogea*, St. Cercet. Șt., Biol., Univ. Bacău, **8**, 193-197
150. Plasmann, T., Maier, G., Stich, H.B., 1997, *Predation impact of Cyclops vicinus on the rotifer community in Lake Constance in spring*, J. Plankton Res., **19**, 1069-1079
151. Pleșa, C., 1956, *Contribuții la fauna Cyclopidelor (Crustacee, Copepode) din R.P.R.*, Anal. Inst. Cercet. Pisc., **I**, 363-372
152. Pleșa, C., 1957, *Contribuții critice asupra Cyclopidelor (Crustacee, Copepode) din Transilvania descrise de Eng. Daday*, St. Cerc. Biol., Ed. Acad. R.P.R., **VIII**, 1-2, 217-224
153. Pleșa, C., 1958, *Conspectul sistematic al Cyclopidelor (Crustacee, Copepode) cunoscute pînă în prezent din R.P.R.*, Stud. Univ. Babeș - Bolyai, **III**(7), 137-150
154. Pleșa, C., Müller, G.I., 2002, *Class Copepoda (Copepode)*, în: Godeanu S.P. (red.), *Diversitatea lumii vii, Determinatorul ilustrat al florei și faunei României, II – Apele Continentale, Partea 2*, Ed. Bucura Mond, București, 429-457
155. Pop, G., 2001, *Depresiunea Transilvaniei*, Presa Univ. Clujeană, Cluj-Napoca
156. Pop, I., Cristea, V., Hodișan, I., 2002, *Vegetația județului Cluj (Studiu fitocenologic, ecologic, bioeconomic și eco-protectiv)*, Contrib. Bot., Cluj-Napoca, **35**, 5-254
157. Popescu, V., 1963, *Studiul hidrobiologic al brațului Sulina*, Hidrobiologia, București, **4**, 215 – 255
158. Popovici-Biznoșanu, A., Ionescu, M., Bogoescu C., 1941, *La faune d'un „Crov” de la région alpine du massif Bucegi (Carpathes Roumains)*, Comptes rendus des séances de l'Academie des Sciences de Roumanie, **VI**(4-6), 320
159. Popescu-Marinescu, V., 1977, *Zooplanktonul zonei de vărsare a brațelor Dunării și avandeltei, în perioada 1970-1973*, Peuce (Zool.), Tulcea, **V**, 9-24
160. Por, F., 1957, *Populationsökologische Untersuchungen an den Copepoden des Beckens Sf. Ana und Mobaș*, Trav. Mus. Hist. Nat. "Gr. Antipa", **I**, 147-181
161. Porter, K.G., 1975, *Viable gut passage of gelationus green algae ingested by Daphnia*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **19**, 2840-2850
162. Pricope, F., 1999, *Hidrobiologie*, Ed. Ion Borcea, Bacău, 1-208
163. Puiu, S., 1980, *Pedologie*, Ed. Ceres, București
164. Radu, A., Onciu, T.M., 2004, *Zooplanktonul din brațele moarte ale Oltului*, St. Cercet. Șt. Nat. Muz., Delta Dunării, Ed. NereaMia Napocae, **II**, Tulcea, 39-44
165. Ravera, O., 1977, *Effects of eutrophication of the zooplankton of a subalpine lake: Lake Lugano*, Proc. Seminar Lake Pollution Prevention by Eutrophication Control, Killarney, Ireland
166. Ravera, O., 1996, *Zooplankton and trophic state relationships in temperate lakes*, Mem. Ist. Ital. Idrobiol., **54**, 195-212
167. Ricci, C., Segers, H. (red.), 2004, *Rotifera*, Fauna Europaea version 1.1, <http://www.faunaeur.org>

168. Riessen, H.P., 1994, *Morphological response of Daphnia to Chaoborus predation*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **25**, Stuttgart, 2382-2386
169. Rigler, F.H., 1971, *Feeding rates: zooplankton*, în: Edmondson, W.T., Winberg G.G. (red.), *Secondary productivity in fresh waters*, IBP Handbook 17, Blackwell, 228- 255
170. Rosen, R.A., 1981, *Length-dry weight relationships of some freshwater zooplankton*, J. Freshwat. Ecol., **1**(2), 225-229
171. Ross, P.E., Munawar, M., 1981, *Preference for nanoplankton size fractions in Lake Ontario zooplankton grazing*, J. Great Lakes Res., **7**(1), 65-67
172. Rudescu, L., 1960, *Fauna RPR, Trochelmintes, Rotatoria*, **II**(2), Ed. Acad. R.P.R., București
173. Rujinschi, C., 1975, *Strudiul ecologic al crustaceelor planctonice din lacul de acumulare Bicăș*, Teză de doctorat, Universitatea București, Facultatea de Biologie, București, 1-169
174. Rujinschi, R.I., 1978, *Dinamica zooplanctonului lacurilor de acumulare de pe Valea Bistriței, cu referiri speciale asupra rotiferelor*, Teză de doctorat în biologie, Institutul de Științe Biologice, București, 1-166
175. Santer, B., 1993, *Potential importance of algae in the diet of adult Cyclops vicinus*, Freshwat. Biol., **30**, 269-278
176. Santer, B., Lampert, W., 1995, *Summer diapause in cyclopoid copepods: adaptive response to a food bottleneck?*, J. Anim. Ecol., **64**, 600–613
177. Savage, R. E., 1931, *The relation between the feeding of the herring off the east coast of England and the plankton of the surrounding waters*, Fishery Investigations, Ministry of Agriculture Food and Fisheries, **2**(12), 1–88
178. Săndulache, A., 1963, *Lacurile dulci din Cîmpia Transilvaniei*, Ministerul Învățămîntului, Inst. Pedagogic Oradea
179. Săndulache, A., 1970, *Lacurile dulci din Cîmpia Transilvaniei*, Instit. Pedagogic Oradea
180. Schaffner, W.R., Hairston, N.G., Howarth, R.W., 1994, *Feeding rates and filament clipping by crustacean zooplankton consuming cyanobacteria*, Verh. Internat. Verein. Limnol., **25**, Stuttgart, 2375-2381
181. Schreiber, W.E., Drăguț, L., Man, T.C. (red.), 2003, *Analiza peisajelor geografice din partea de vest a Cîmpiei Transilvaniei*, Presa Univ. Clujeană, Universitatea „Babeș-Bolyai”, Cluj-Napoca, 1-135
182. Shapiro, J., Lamarra, V., Lynch, M., 1975, *Bio-manipulation: an ecosystem approach to lake restoration*, în: Brezonik, P.L., Fox, J.L. (red.), *Proceedings of a symposium on water quality management through biological control*, January 23-30, 1975, Gainesville, University of Florida, 85-96
183. Sládeček, V., 1973, *System of water quality from the biological point of view*, Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol., **7**, 1-218
184. Sládeček, V., 1983, *Rotifers as indicators of water quality*, Hydrobiologia, **100**, 169-201
185. Smakulska, J., Gorniak, A., 2004, *Morphological variation in Daphnia cucullata Sars with progressive eutrophication of a polymictic lowland reservoir*, Hydrobiologia, **526**, 119-127
186. Sommer, U., Gliwicz, Z.M., Lampert, W., Duncan, A., 1986, *The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters*, Arch. Hydrobiol., **106**, 433-471
187. Sørensen, T., 1948, *A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons*, Biologiske Skrifter, **5**(4), 1-34
188. Sorocovschi, V., 2005, *Cîmpia Transilvaniei, Studiu hidrogeografic*, Ed. Casa Cărții de Știință, Cluj-Napoca, 1-212

189. Sorocovschi, V., Șerban, G., Kolozsvári, A., 2000, *Iazurile de pe Valea Sicului – Cîmpia Transilvaniei*, a IVA Ediție a Conferinței Regionale de Geografie „Cercetări Geografice în Spațiul Carpato-Danubian - Regionalism și Integrare: Cultură, Spațiu, Dezvoltare”, Timișoara
190. Spandl, H., 1926, *Die Tierwelt vorübergehender Gewässer Mitteleuropas*, Arch. Hydrobiol., **16**, 74-132
191. Starkweather, P.L., 1980, *Aspects of the feeding behavior and trophic ecology of suspension-feeding rotifers*, Hydrobiologia, **73**, 63-72
192. Sterner, R.W., Schulz, K.L., 1998, *Zooplankton nutrition: recent progress and a reality check*, Aquat. Ecol., **32**, 261-279
193. Steward, A.J., Wetzel, R.G., 1986, *Cryptophytes and other microflagellates as couplers in planktonic community dynamics*, Arch. Hydrobiol., **106**, 1-19
194. Strickler, J.R., 1977, *Observation of swimming performances of planktonic copepods*, Limnol. Oceanogr., **22**, 165-170
195. Szilády, Z., 1901, *A Retyezáti tavak alsóbbrendű rákjai*, Math. Termesz. Ért. Budapest, **18**(5), 371-394
196. Șerban, M., 1960, *La neotenie et la probleme de la taille chez les Copepodes*, Crustaceana, **I**(2), 77-83
197. Șerban, G., Sorocovschi, V., 2003, *Lacul Știucii – Cîmpia Transilvaniei*, Stud. Univ. “Babeș-Bolyai”, Geogr., **XLVIII**(1), 47-54
198. Taylor, W.D., Sanders, R.W., 1991, *Protozoa*, în: Thorp, J.H., Covich, A.P. (red.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*, Acad. Press, San Diego, 37-93
199. Teodorescu, L., 1995, *Biodiversitatea copepodelor planctonice în succesiunea ecologică a ecosistemelor lacustre din Delta Dunării*, Anal. St. INDD, Tulcea, **IV**(1), 157-160
200. Ter Braak, C. J. F., 1986, *Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis*, Ecology, **67**(5), 1167-1179
201. Török, L., Radu, A., 2007, *The analysis of the records of zooplankton species from the Danube Delta Biosphere Reserve*, Sc. Annals of DDI, Tulcea, **13**, 111-122
202. Török, L., Ibram, O., Tudor, M., Doroftei, M., Năstase, A., Staraș M., Teodorof, L., Dumitru, R., 2008, *Contribution to the assessment of ecological status in some of the lakes of the Danube Delta according to the European Water Framework Directive*, Sc. Annals of DDI, Tulcea, **14**, 93-98
203. Tudor, M., 2005, *The diversity of zooplankton in two restored wetlands in the Danube Delta*, în: *Anthropogenic influence on wetlands biodiversity and sustainable management of wetlands*, Warsaw, 145 – 155
204. Uhlmann, D., 1954, *Zur Kenntnis der natürlichen Nahrung von Daphnia magna und Daphnia pulex*, Z. Fischer N.F., **3**, 449-478
205. Vanni, M.J., Temte, J., 1990, *Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake*, Limnol. Oceanogr., **35**(3), 697-709
206. Vădineanu, A., Marinescu, C., 1981, *Aspecte ale bugetului energetic la Daphnia pulex*, în: Botnariuc, N. (red.), *Producția și productivitatea ecosistemelor acvatice*, Ed. Acad. R.S.R., București, 154-162
207. Vinni, M., Horppila, J., Olin, M., Ruuhijärvi, J., Nyberg, K., 2000, *The food, growth and abundance of five co-existing cyprinids in lake basins of different morphometry and water quality*, Aquat. Ecol., **34**, 421-431
208. Vuille, T., 1991, *Abundance, standing crop and production of microcrustacean populations (Cladocera, Copepoda) in the littoral zone of Lake Biel, Switzerland*, Arch. Hydrobiol., **123**(2), 165-185

209. Walz, N., 1995, *Rotifer populations in plankton communities - Energetics and life history strategies*, Experientia, **51**, 437-453
210. Watanabe, T., Kitajima, C., Fujita, S., 1983, *Nutritional values of live organism used in Japan for mass propagation of fish: a review*, Aquaculture, **34**, 115-143
211. Werner, E.E., 1974, *The fish size, prey size, handling time relation in several sunfishes and some implications*, J. Fish. Res. Bd. Can., **31**, 1531-1536
212. Wetzel, R.G., 2001, *Limnology, Lake and river ecosystems*, Ed. 3, Acad. Press, San Diego, 1-1006
213. Williamson, C.E., 1983, *Behavioral interactions between a cyclopoid copepod predator and its prey*, J. Plankton Res., **5**(5), 701-711
214. Zadereev, Y.S., 2003, *Maternal effects, conspecific chemical cues, and switching from parthenogenesis to gametogenesis in the cladoceran Moina macrocopa*, Aquat. Ecol., **37**, 251-255
215. Zelinka, M., Marvan, P., 1961, *Zur Präzisierung der biologische Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer*, Arch. Hydrobiol., **57**, 389-407
216. Zinevici, V., 1971, *Variații calitative și cantitative ale zooplanctonului în zone de stufărie din Delta Dunării*, Peuce, St. Com. de Șt. Nat., Tulcea, **1**, 289 – 298
217. Zinevici, V., Parpală, L., 2006, *The zooplankton structure and productivity in Danube Delta lacustrine ecosystems*, în: Tudorancea C., Tudorancea, M.M. (red.), *Danube Delta Genesis and Biodiversity*, Backhuys Publisher, Leiden, 177-210
218. Zinevici, V., Teodorescu, L., 1990, *Evoluția productivității zooplanctonice în ecosisteme de tip lacustru din Delta Dunării sub impactul procesului de eutrofizare (per. 1975-1987)*, St. Cerc. Biol., Biol. Anim., București, **42**(2), 157-167
219. Zinevici, V., Prunescu-Arion, E., Teodorescu, L., 1984, *Daten betreffend das zooplankton der Donau aus der zone ihres eintritts ins Delta in der zeitspanne 1981-1983*, 23 Arbeitstagung der IAD, Szentendre, 103 – 106
220. ***, 1976, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Ed. 14), American Public Health Association, Washington, D.C.
221. ***, 1982, *Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control*, Paris
222. ***, 2000, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, Official Journal of the European Communities, 327/72
223. ***, 2006, Ordin de ministru nr. 31 din 15.03.2006, Manual pentru modernizarea și dezvoltarea Sistemului de Monitoring Integrat al Apelor din România (SMIAR), Monitorul Oficial al României, București, partea I, nr. 234bis
224. ***, 2006, Ordin nr. 161 din 16.02.2006 pentru aprobarea Normativului privind clasificarea calității apelor de suprafață în vederea stabilirii stării ecologice a corpurilor de apă, Ministerul Mediului și Gospodăririi Apelor, Monitorul Oficial al României, București
225. ***, 2009, **PAST version 1.94b**, copyright Hammer and Harper 1999-2009
226. ***, 2009, **XLSTAT version 2009.4.03**, copyright Addinsoft 1995-2009, trial version, <http://www.xlstat.com>



ISBN: 978-606-37-0322-5